Denisia 15

ISSN 1608-8700



Alexander Schuster

Habitatwahl und langfristige Bestandsveränderungen von Amphibienpopulationen im oberösterreichischen Alpenvorland

Eine Langzeituntersuchung zu 13 Amphibientaxa auf 170 km²

Habitatwahl und langfristige Bestandsveränderungen von Amphibienpopulationen im oberösterreichischen Alpenvorland

Eine Langzeituntersuchung zu 13 Amphibientaxa auf einer Fläche von 170 km^2

Alexander Schuster

Linz, November 2004

Habitat selection and long-term population dynamics of Amphibian populations in the prealpine region of Upper Austria

Alexander Schuster
Amt der Oö. Landesregierung, Naturschutzabteilung, Bahnhofplatz 1, A-4021 Linz
E-Mail: alexander.schuster@ooe.gv.at

Abstract: Amphibians are a threatened animal group in the cultural landscape of Europe, but comparatively little is known about large scale population trends and the factors determining them. The aim of this study is comparing the population trends of 13 amphibian taxa in 338 ponds in an area of 167 km² in the northern prealpine region of Austria from 1985 to 1999. I have analysed key factors for habitat quality and related population trends to changes in quality of the habitat. Overall population trends of the species are very different and determined by the quality of the aquatic habitat, i.e. availability of suitable spawning sites. Metapopulation structure had no remarkable effect on the different population trends of the species during that period. The same is the case for the availability of terrestrial habitat, since the main habitat types like deciduous forests remained unchanged. Stable population sizes are characteristic of species that spawn early in the season in fish free, cool ponds in forests like *Rana temporaria*, *R. dalmatina* and *Salamandra s*. *Bufo bufo* benefits from increasing availability of fish ponds. Species with high temperature preferences, spawning later in the season show different population trends. The populations of the Waterfrog - taxa (*Rana lessonae*, *Rana esculenta*, *Rana ridibunda*), characterised by very high mobility and tolerance of fish indicate a significant increase. Pioneer species characterised by comparatively lower mobility, high mortality due to traffic, intolerance of fish and a high risk of anthropogenic destruction of their spawning sites are endangered (*Bombina variegata*, *Bufo viridis*). A factor hitherto neglected could be the predation of eggs of later spawning species by anuran larvae of species spawning early in the season. Only *Triturus* spp. are competitive in this situation, maybe due to their way of egg-deposition.

Keywords: amphibians, population trend, habitat-selection, *Salamandra salamandra*, *Triturus carnifex*, *Triturus alpestris*, *Triturus vulgaris*, *Bombina variegata*, *Bufo bufo*, *Bufo viridis*, *Hyla arborea*, *Rana dalmatina*, *Rana temporaria*, *Rana ridibunda*, *Rana esculenta*, *Rana lessonae*.

Habitatwahl und langfristige Bestandsveränderungen von Amphibienpopulationen im oberösterreichischen Alpenvorland

Zusammenfassung: Amphibien sind eine gefährdete Tiergruppe der mitteleuropäischen Kulturlandschaft; über großräumige Bestandsentwicklungen von Amphibienarten und die sie verursachenden Faktorenkomplexe ist aber vergleichsweise wenig bekannt. Diese Untersuchung befasst sich mit den Bestandstrends von 13 Amphibienarten in 338 Laichgewässern auf einer Fläche von 167 km² im nördlichen Alpenvorland Österreichs in den Jahren 1985 -1999. Schlüsselfaktoren der Qualität der Lebensräume werden ermittelt und deren Veränderung den Bestandsveränderungen gegenübergestellt. Die Bestandsentwicklungen der einzelnen Arten sind sehr verschieden und im wesentlichen vom Angebot an geeigneten Gewässern bestimmt. Das Angebot an terrestrischen Lebensräumen, wie zum Beispiel Laubmischwälder, verblieb flächenmäßig nahezu unverändert und zeigt keine Zusammenhänge mit unterschiedlichen Bestandsveränderungen der Arten. Ein Einfluss der räumlichen Verteilung der Populationen auf die Bestandsentwicklungen der Arten konnte im gegebenen Untersuchungszeitraum ebenfalls nicht festgestellt werden. Stabile Populationsgrößen sind charakteristisch für jahreszeitlich früh laichende Arten in fischfreien Gewässern der Waldgebiete (*Rana temporaria*, *R. dalmatina*, *Salamandra s.*) und Frühlaicher mit Fischtoleranz (*Bufo bufo*). Später laichende, wärmeliebende Arten sind erfolgreich, sofern sie besonders ausbreitungsfähig sind und Fischwässer dauerhaft besiedeln können (*Rana lessonae*, *R. esculenta*, *R. ridibunda*). Später laichende, wärmeliebende Amphibienarten sind hochgradig gefährdet, wenn sie aufgrund hoher Mortalitätsraten durch Straßenverkehr eingeschränkt ausbreitungsfähig sind, keine Fischwässer besiedeln können und ihre Laichgewässer einem hohen anthropogenen Zerstörungsrisiko ausgesetzt sind (*Bombina variegata*, *Bufo viridis*). Die Prädation von Amphibiengelegen später laichender Arten durch Anurenlarven früher laichender Arten könnte ein bisher unterschätzter Einflussfaktor für die Habitatwahl und indirekt auch für die Bestandsentwicklung sein. Arten der Gattung *Triturus* sind die einzigen Amphibienarten des Untersuchungsgebietes, die diesbezüglich konkurrenzfähig sind, was mit der Art der Eiablage zusammenhängen könnte.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung

Eine der wichtigsten Aufgaben der Biologie als Wissenschaft ist es, der Gesellschaft angesichts der globalen Biodiversitätskrise die fachlichen Grundlagen für die Erhaltung der Natur und ihres Artenreichtums zur Verfügung zu stellen. Dies gilt ganz besonders für die Tier- und Pflanzenarten der Kulturlandschaft, in der aufgrund intensivierter Nutzung durch uns Menschen Veränderungen in hoher Geschwindigkeit und bisher unbekanntem Ausmaß ablaufen.

Die Erforschung der Verbreitung und Biologie von Amphibienarten erfuhr in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts einen starken Aufschwung. Gleichzeitig ergaben sich aber zahlreiche Hinweise auf eine zunehmende Gefährdung dieser Tiergruppe (u.a. BLAUSTEIN & WAKE 1990, WAKE 1991, PECHMAN & WILBUR 1994, BLAUSTEIN 1994, STICHT 1997). Über Ausmaß und Ursachen dieser Gefährdung werden kontroversielle Diskussionen geführt. Ungeklärte Rückgänge oder das Verschwinden von Arten in scheinbar unberührten Lebensräumen, wie bei mehreren nordamerikanischen Anuren und der Goldkröte im tropischen Gebirgsregenwald Costa Ricas , führten zur Annahme einer besonderen Anfälligkeit von Amphibien gegenüber den Auswirkungen von globalen Umweltveränderungen (CORN & FOGLEMAN 1984, SHERMAN & MORTON 1993, POUNDS & CRUMP 1994, BLAUSTEIN 1994, MCCOY 1994, POUNDS et al. 1997). Zu diesen zählen eine verstärkte UV-Einstrahlung (BLAUSTEIN & WAKE 1995), Säurebelastung durch Niederschläge (LINNENBACH & GEBHARDT 1987), Klimaveränderungen und damit zusammenhängend auch eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Erkrankungen oder Infektionen (CAREY 1991, BRADFORD 1991).

Mittlerweile ist bekannt, dass Amphibienpopulationen auch unter natürlichen Bedingungen starken Bestandsschwankungen unterliegen (z.B. BLAB & BLAB 1981, BERVEN 1990, WARINGER-LÖSCHENKOHL 1992, ARNTZEN & TEUNIS 1993, KOGOJ 1997, KNEITZ 1998, SCHUSTER 2001). Für die Beurteilung der Ursachen der Bestandsrückgänge von Amphibienpopulationen ist daher eine grundlegende Kenntnis der Populationsbiologie der untersuchten Arten notwendig. Eine Überbewertung der Ergebnisse von kurzen, nur wenige Jahre dauernden Untersuchungen führt bei stark fluktuierenden Populationen zwangsläufig häufig zu Fehlinterpretationen. Dadurch wird die Beurteilung von Bestandstrends und die Unterscheidung der natürlichen von anthropogenen Ursachen für eine Bestandsentwicklung erschwert (WAKE 1991, PECHMANN et al. 1991, PECHMANN & WILBUR 1994, JEDICKE 2002). In mehreren Fällen ließen sich mit zunehmender Dauer einer Untersuchung lokale Ursachen, wie vorübergehende Trockenheit oder Fischbesatz für eine Entwicklung belegen, ohne dass überregional wirksame Umweltveränderungen daran beteiligt waren (PECHMANN et al. 1994, BRADFORD et al. 1993, FELLERS & DROST 1993). Als Voraussetzung für die Bewertung von Bestandsentwicklungen werden daher Langzeitstudien angesehen und entsprechende Anforderungen an Untersuchungen formuliert (BLAUSTEIN & WAKE 1990, WAKE 1991, PECHMANN et al. 1991, PECHMANN & WILBURG 1994, BLAUSTEIN et al. 1994, KUHN 1998, MEYER et al. 1998, GROSSENBACHER 2001a). Die Dauer einer solchen Untersuchung sollte zumindest einen einmaligen Turnover der Adultpopulation umfassen (HEUSSER 1968), richtet sich aber letztlich nach dem Ausmaß der Bestandsschwankungen der betreffenden Populationen und der Lebenslaufstrategie der Arten unter den jeweils gegebenen Umweltbedingungen (KUHN 1994, 1997).

Die meisten Amphibienpopulationen sind aufgrund der eindeutigen räumlichen Zuordnung zu Laichgewässern und aufgrund ihres komplexen Lebenszyklus für populationsbiologische Untersuchungen gut geeignet (JEHLE 1997). Langzeitstudien zur Populationsbiologie verschiedener Arten sind nach wie vor selten und werden aufgrund des hohen Bearbeitungsaufwandes in der Regel nur an einzelnen oder wenigen Gewässern durchgeführt (PECHMANN et al. 1991, HÖDL et al. 1997, KUHN 1997, MEYER et al. 1998). Untersuchungen zur langfristigen und großräumigen Bestandsentwicklung von Amphibienpopulationen fehlen fast gänzlich, was in Anbetracht der Variation an ökologischen Situationen, in denen Amphibienarten vorkommen können, ein für den Naturschutz bedenkliches Defizit an Wissen bedeutet.

Eine wichtige Voraussetzung für die Interpretation der Bestandsentwicklung einer Amphibienart ist eine ausreichende Kenntnis der Habitatpräferenzen dieser Art. In einzelnen Ökosystemen ist dazu bereits vieles bekannt. Das gilt in Mitteleuropa insbesondere für Aulebensräume (z.B. PINTAR 1984, PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1989, PINTAR & STRAKA 1990, BAUMGARTNER et al. 1997; KLAUS et al. 2001, KUHN et al. 2001). Detaillierte Analysen der Habitatnutzung, die auf einer systematischen Erfassung, Auswahl und Auswertung von Habitatvariablen beruhen, und die auch einen Vergleich von genutzten und ungenutzten Lebensräumen umfassen, sind noch immer selten. Die Identifizierung von Schlüsselfaktoren, die für das Vorkommen und die Bestandsentwicklung einer Amphibienpopulation besonders bedeutend sind, ist ohne die Berücksichtigung der angeführten Aspekte nur eingeschränkt möglich. Potenziell bedeutende Einflussfaktoren,

wie Temperatur oder Vegetation, können in verschiedenen Gewässertypen bei unterschiedlicher gegenseitiger Beeinflussung dieser Faktoren oder in verschiedenen Teilen des Areals einer Art sehr unterschiedlich wirken. Konkurrenz und Prädation beeinflussen möglicherweise in stärkerem Maße als bisher angenommen die Ansprüche der Arten bezüglich der Strukturierung ihrer Laichgewässer (HEUSSER 1970, 1971a, 1971b, 1972, 2000; WILBUR & ARNOLD 1985, ARNOLD & WILBUR 1985, BANKS & BEEBEE 1987, GRIFFITHS 1991, ZAHN 1997).

Was die Ursachen von negativen Entwicklungen von Amphibienpopulationen betrifft, besteht in der mitteleuropäischen wie auch in der nordamerikanischen Kulturlandschaft wenig Zweifel an der Bedeutung anthropogener (negativer) Einflüsse (BLAUSTEIN & WAKE 1990, PECHMANN & WILBUR 1994, MEYER et al. 1999). Die Zerstörung geeigneter Lebensräume und dabei insbesondere der zur Fortpflanzung aufgesuchten Kleingewässer kann als eine wesentliche Ursache dafür angenommen werden (BLAUSTEIN 1994). Dieser Faktor ist aber überraschend selten nachvollziehbar untersucht und schließt andere negative Einflussfaktoren oft nicht aus. Dass auch die Situation in den terrestrischen Habitaten für Amphibienarten eine große Bedeutung haben kann, belegen u.a. DENTON & BEEBEE (1994). Auch wenn erste Modelle zur Metapopulationsstruktur von Amphibienarten vorliegen, ist über die Auswirkungen der räumlichen Anordnung von Amphibienpopulationen, Isolationsmechanismen und die Folgen für den Genpool von Populationen erst wenig bekannt (REH & SEITZ 1990, SJÖGREN GULVE 1994, BLAUSTEIN et al. 1994, HALLEY et al. 1996).

Eine übergeordnete Zielvorstellung der an Naturschutz orientierten Forschung ist es, allgemeine Tendenzen zu erkennen, anhand derer Einzelsituationen besser interpretiert und zukünftige Entwicklungen rechtzeitig abgeschätzt werden können. Für ein tieferes Verständnis der Gefährdungssituation einer Tierart ist es notwendig, möglichst viele der genannten Aspekte der Biologie einer Art, beginnend mit der Habitatwahl, der Populationsbiologie, Lebenslaufstrategien und deren Ursachen, letztlich auch von evolutionsbiologischen Entwicklungen, in eine Analyse einfließen zu lassen.

Die vorliegende Studie deckt nur einen Teil der oben genannten Anforderungen für eine Klärung der Ursachen von langfristigen Bestandsentwicklungen von Amphibien ab. Sie fasst die Ergebnisse einer großräumigen Langzeituntersuchung zu Habitatwahl, Verteilung, Bestandsgrößen und Bestandsentwicklung von 13 Amphibienarten im oberösterreichischen Alpenvorland zusammen.

Folgende Amphibienarten wurden in die Bearbeitung einbezogen:

Feuersalamander – *Salamandra salamandra* (LINNAEUS, 1758)
Bergmolch – *Triturus alpestris* (LAURENTI, 1768)
Alpenkammmolch – *Triturus carnifex* (LAURENTI, 1768)
Teichmolch – *Triturus vulgaris* (LINNAEUS, 1758)
Gelbbauchunke – *Bombina variegata* (LINNAEUS, 1758)
Erdkröte – *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758)
Wechselkröte – *Bufo viridis* (LAURENTI, 1768)
Laubfrosch – *Hyla arborea* (LINNAEUS, 1758)
Springfrosch – *Rana dalmatina* (BONAPARTE, 1840)
Grasfrosch – *Rana temporaria* (LINNAEUS, 1758)
Seefrosch – *Rana ridibunda* (PALLAS, 1771)
Kleiner Wasserfrosch – *Rana lessonae* (CAMERANO, 1882)
Teichfrosch – *Rana* kl. *esculenta* (LINNAEUS, 1758)

Die beiden letztgenannten Taxa kommen miteinander vergesellschaftet vor und werden in der Folge gemeinsam behandelt.

Diese Untersuchung setzt sich zum Ziel, wesentliche Ursachen für die beobachteten Bestandsentwicklungen der Amphibienarten im Untersuchungsgebiet zu belegen. Die Konzeption beruht darauf, ausgehend von der Habitatnutzung Schlüsselfaktoren für das Vorkommen der Arten im Untersuchungsgebiet zu definieren und die Veränderungen dieser Faktorenkonstellationen mit den Bestandsveränderungen der Arten in Beziehung zu setzen. Durch die gleichzeitige Bearbeitung mehrerer Arten ergibt sich die Möglichkeit, die unterschiedlichen Faktorenkonstellationen, die die Bestandssituation von Amphibienarten beeinflussen, vergleichend zu beurteilen. Im Gegensatz zu bisherigen populationsbiologischen Untersuchungen wird hier eine Einschränkung an Detailkenntnissen zu den einzelnen Laichgewässerpopulationen in Kauf genommen, um dafür die methodische Möglichkeit zu erhalten, im Sinne von HECNAR & M'CLOSKEY (1996) ein großflächiges Untersuchungsgebiet über einen längeren Zeitraum hinweg bearbeiten zu können. Die vorliegenden Ergebnisse sollen ähnliche Untersuchungen in anderen Teilen der Verbreitungsgebiete der hier behandelten Arten anregen und gleichermaßen auch Ansätze für ökologische oder populationsbiologische Detailuntersuchungen bieten.

2. Untersuchungsgebiet und Untersuchungszeitraum

2.1. Untersuchungsgebiet

2.1.1. Gesamtgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im oberösterreichischen Alpenvorland am Westrand des oberösterreichischen Zentralraums im Bereich der Städte Wels und Vöcklabruck (siehe Abb.1). Es erstreckt sich entlang der Austufe der Traun von Marchtrenk flussaufwärts bis Lambach und weiter entlang der Ager bis Attnang-Puchheim. Es umfasst weiters die nördlich beziehungsweise nordwestlich angrenzenden ebenen Terrassenlandschaften der Traun (Welser Heide) und der Ager. Weiter nach Norden und Westen anschließend werden Randbereiche des tertiären Schlierhügellands bis zum Hausruck einbezogen. Südlich beziehungsweise südöstlich bilden die Abbrüche der Traun-Enns-Platte eine natürliche Begrenzung des Untersuchungsgebietes. Inkludiert sind Teile des Aiterbachtals und der unterste Laufabschnitt der Alm (siehe Abb.1). Die erfasste Fläche beträgt 167 km^2 und liegt in einer Seehöhe von 285 - 712 m über Adria.

Die Böden der Austufe umfassen Kalk-Rendsinen auf Kalkschottern und Aulehmböden; auf den eiszeitlichen Terrassenlandschaften sind sekundär aufgebesserte Rendsinen und auf den älteren Terrassen Braunerden auf Löss ausgebildet, die im Tertiärhügelland stellenweise Vergleyung aufweisen. Im Hausruck herrschen leichte Braunerden auf Silikatschottern vor.

Klimatisch gesehen liegt das Untersuchungsgebiet im Übergangsbereich des atlantisch geprägten Westens zum kontinentalen Osten Mitteleuropas. Die Niederschläge sind für mitteleuropäische Verhältnisse relativ hoch. Gründe dafür sind die vorherrschende Windrichtung aus West bis Nordwest, die nach Westen offenen Lage, die relativ geringe Distanz zum Atlantik und die Staulage am Nordrand der Alpen. Die Jahresniederschlagssummen betragen im langjährigen Mittel 800 bis 1100 mm mit einem abnehmenden Gradienten von Südwest nach Nordost. Das Maximum der Niederschläge fällt im Sommerhalbjahr. Die Lufttemperaturen liegen für Gebiete vergleichbarer geographischer Breiten relativ niedrig; der Durchschnitt der Julimittel beträgt 17° bis 19° C, die Jännermittel liegen bei –1° bis – 3° C (alle Angaben aus ECKELT 1976 und AUER et al. 1998).

Das Untersuchungsgebiet war im Postglazial großteils zumindest locker bewaldet; in der Austufe der Traun und möglicherweise auch auf den Niederterrassenflächen der Welser Heide bestanden größere offene, waldfreie Flächen. Die potenziell ursprüngliche Waldbedeckung umfasst im wesentlichen Eichen-Hainbuchenwälder auf den Niederterrassenflächen, Rotbuchenwälder mit Übergängen zu Rotbuchen-Tannenwäldern in den höheren Lagen des Untersuchungsgebietes im Hausruck und stellenweise entlang von Abbrüchen der Terrassenlandschaften und verschiedene Auwaldgesellschaften in den rezenten Alluvionen.

Wesentliche Veränderungen in den letzten zwei Jahrhunderten umfassen im Untersuchungsgebiet eine Reduzierung des Grünlandanteils, eine Intensivierung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung, Rückgang von Überschwemmungsflächen durch die Regulierung der größeren Fliessgewässer und eine Absenkung des Grundwasserspiegels. Rezente Entwicklungen beinhalten das rasche Wachstum von urban-industriellen Zonen, großflächigen Schotterabbau und ein sich verdichtendes Straßennetz mit kontinuierlich stark zunehmendem Verkehrsaufkommen in den niederen Lagen des Untersuchungsgebietes. Weiters bestehen lokale Tendenzen einer Extensivierung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung.

2.1.2. Teilgebiete

Die Lage der Teilgebiete ist Abb. 1 zu entnehmen, die Nummernbezeichnung der Teilgebiete werden in den entsprechenden Tabellen zu Bestandsgröße und Bestandsentwicklung der Arten in Kapitel 4.3. angegeben. In Abb. 2 ist die Lage der Laichgewässerkomplexe mit Nummernsymbolen vermerkt, die mit den Laichgewässerkomplexen in den entsprechenden Tabellen in Kapitel 4.3. korrespondieren.

Teilgebiet 1: Hausruck (435-712 m ü.A.)

Dieses Teilgebiet liegt am Westrand des Untersuchungsgebiets in den hügeligen Ausläufern des Hausrucks und zählt geologisch betrachtet zum Schlierhügelland des oberösterreichischen Alpenvorlandes. Mit mehr als 700 m Seehöhe werden hier die höchsten Erhebungen des Untersuchungsgebietes erreicht. Die Landschaft ist hügelig mit ebenen Bachniederungen, die in die Ager entwässern. Der Grünlandanteil ist mit etwa 50 % der waldfreien Fläche der höchste im gesamten Gebiet. Weiters charakteristisch ist ein insgesamt hoher Waldanteil, Gehölzflächen um 500 ha Größe sind regelmäßig über die gesamte Fläche verteilt. Vorherrschend ist die hier ursprünglich fehlende Fichte (*Picea abies*), die auf Kosten der Rotbuche (*Fagus sylvatica*) gefördert wurde. Teilgebiet 1 wird bis auf einzelne wenige Gewässer seit 1981 flächig erfasst und erstreckt sich auf einer Fläche von 28 km^2.

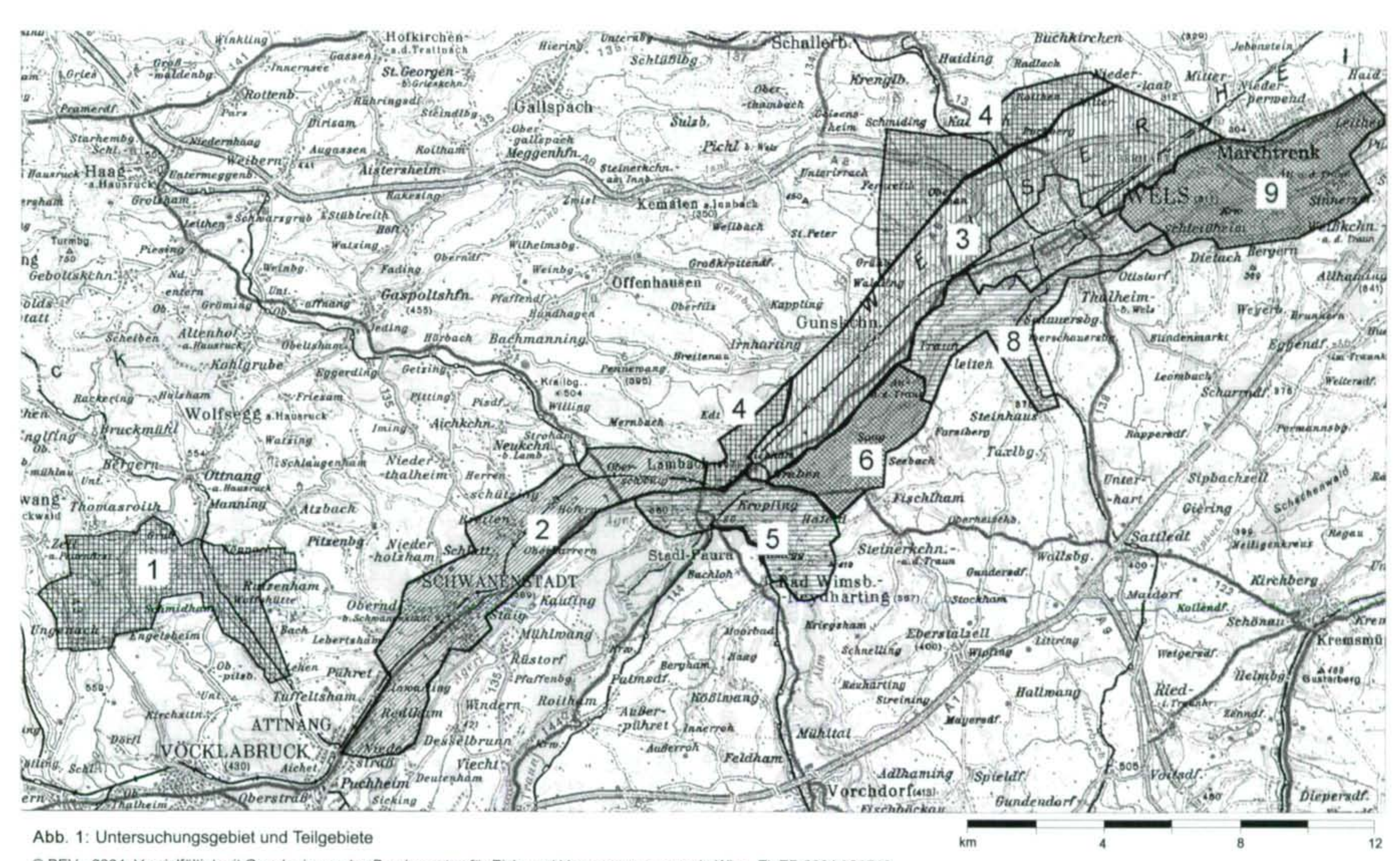


Abb. 1: Untersuchungsgebiet und Teilgebiete

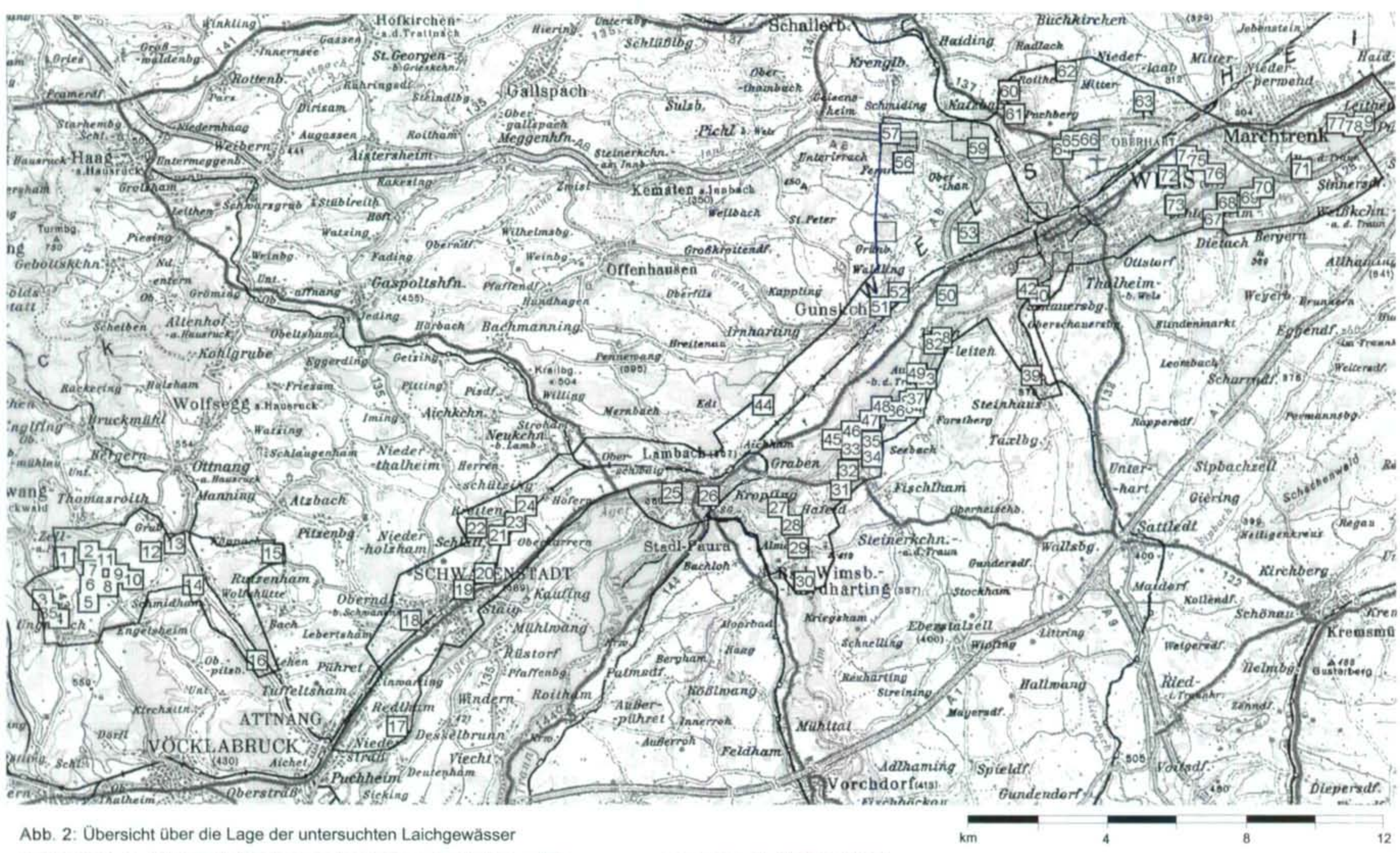


Abb. 2: Übersicht über die Lage der untersuchten Laichgewässer

Teilgebiet 2: Ager (360-440 m ü.A.)

Östlich an das Teilgebiet 1 anschließend erstreckt sich nordwestlich der Ager eine ebene, eiszeitliche Schotterterrasse, die fast vollständig landwirtschaftlich genutzt wird. Ackerbau herrscht vor, nur am Übergang zum nordwestlich anschließenden Hügelland existieren einige Wiesenflächen und Waldreste. Die eigentlichen Agerauen sind nicht in das Untersuchungsgebiet einbezogen. Randlich der intensiv untersuchten Flächen liegen größere Siedlungen, wie Schwanenstadt, Attnang-Puchheim und Lambach; quer durch dieses Teilgebiet verläuft die verkehrsreiche Bundesstrasse 1. Teilgebiet 2 wird seit 1986 flächig erfasst und erstreckt sich auf einer Fläche von 28 km^2.

Teilgebiet 3: Welser Heide (310-365 m ü.A.)

Die Welser Heide erstreckt sich in Südwest-Nordost Richtung nördlich der Traun von Lambach bis Linz und umfasst eine eiszeitliche Schotterterrassenlandschaft, begrenzt vom Abfall der Niederterrasse zur Austufe der Traun im Südosten und vom Übergang der höher gelegenen Terrassen zum Schlierhügelland im Norden. Der untersuchte Bereich beginnt am östlichen Ortsrand von Lambach, erreicht über Gunskirchen den westlichen und nördlichen Stadtrand von Wels, umgreift die Stadt im Norden und geht westlich von Marchtrenk in das Teilgebiet 9 über. Die ursprüngliche Vegetation bestand aus lichten Eichen-Hainbuchenwäldern mit eingestreuten Trockenrasen und Vernässungszonen am Unterrand der Terrassenabfälle. Der Grundwasserstand ist seit der Traun - Regulierung um die Wende vom 19. zum 20. Jahrhundert erheblich gesunken. Anstelle der nur noch reliktär vorhandenen Waldvegetation befindet sich hier heute eine intensiv genutzte Ackerlandschaft. Magerrasen konnten sich an den steilen Terrassenabhängen kleinflächig erhalten. Durch großflächigen Schotterabbau, das kontinuierliche Wachstum der Stadt Wels mit einem rezent breiten, peripheren Gürtel aus Betriebsbaugebieten und Siedlungen, dem systematischen Ausbau des Verkehrsnetzes, das unter anderen die Bundesstrasse 1, die Innkreisautobahn und die in Bau befindliche Welser Westspange beinhaltet und durch eine Intensivierung der Übungstätigkeit auf dem Welser Truppenübungsplatz, der zusammen mit dem Welser Flugplatz die letzte größere Grünlandfläche innerhalb dieses Teilgebiets darstellt, haben sich hier die Bedingungen für Amphibien während des Untersuchungszeitraums drastisch verschlechtert. Teilgebiet 3 wird seit 1982 flächig erfasst und erstreckt sich über eine Fläche von 37 km^2.

Teilgebiet 4: Wels Hügelland (330-400 m ü.A.)

Teilgebiet 4 liegt nördlich und westlich der Welser Heide im Übergangsbereich der Heide zum nördlichen Schlierhügelland. Da nur ein relativ schmaler Streifen des Schlierhügellands untersucht wird, ist die Region als Übergangszone der Welser Heide zum eigentlichen Hügelland aufzufassen. Bezüglich der Geländeformen und der Waldverteilung ähnelt das Gebiet dem hausruckviertler Hügelland, die Seehöhe ist aber deutlich niedriger. Getreideanbau herrscht in den waldfreien Flächen vor, daneben existieren noch Wiesenreste und Obstkulturen. Teilgebiet 4 wird seit 1980 flächig erfasst und erstreckt sich auf einer Fläche von 17 km^2.

Teilgebiet 5: Traun Alm (340-420 m ü.A.)

Alle folgenden Abschnitte beinhalten die Austufe der Traun, also jenen Bereich, der vor der Regulierung der Traun um die Wende vom 19. zum 20. Jahrhundert regelmäßig vom Fluss überschwemmt wurde. Teilgebiet 5 umfasst die Austufe der Traun von Stadl Paura bis zur Almmündung bei Edt und den untersten Abschnitt der Alm. Hier vollzieht sich der Übergang der tief in die quartären Sedimente eingetieften Traun oberhalb Stadl Pauras zur flußab gelegenen erweiterten Auenniederung der unteren Traun. Der obere Teil dieses Abschnitts liegt in einem großflächigen Waldgebiet, das Flussbett der hier abschnittsweise unregulierten Traun ist aber für die Ausbildung von Altarmen, die bedeutende Amphibienlaichgewässer darstellen könnten, zu schmal. Im Bereich der Siedlungen Stadl Paura und Lambach ist die Traun reguliert, weist aber mehrere für Amphibien bedeutende Auengewässer auf. Hier wurde in den Jahren 1996 bis 1999 das Wasserkraftwerk Lambach errichtet. Unterhalb des Siedlungsgebietes erweitert sich der Talraum allmählich und geht in die Auenlandschaft des Teilgebiets 6 über. Innerhalb des Teilgebiets 5 liegt auch der Unterlauf der Alm, dessen in der Austufe der Traun liegender Teil nördlich von Almegg in das Untersuchungsgebiet einbezogen wurde. Teilgebiet 5 wird seit 1987 flächig erfasst und erstreckt sich auf einer Fläche von 12 km^2.

Teilgebiet 6: Traun Fischlham (325-400 m ü.A.)

Die naturnahe Auenstrecke unterhalb der Almmündung wurde aufgrund des hohen Amphibienreichtums ursprünglich in einen rechtsufrigen (6) und einen linksufrigen (7) Bereich unterteilt (siehe SCHUSTER 1994), der in dieser Untersuchung aber als Teilgebiet 6 zusammengefasst wurde, da im wesentlichen dieselben Bedingungen und landschaftlichen Charakteristika vorherrschen. Die Austufe wird orographisch linksufrig vom Abfall der Schotterniederterrasse der Welser Heide und rechtsufrig vom Abfall des höher als die Heide gelegenen quartären Riedellandes der Traun-Enns-Platte begrenzt. Diese beiden Längsbegrenzungen der Austufe sind von hochwaldartigen Laubmischwaldbeständen charakterisiert. Trotz der Regulierung der

Traun hielt sich in diesem Abschnitt die Flusseintiefung in Zusammenhang mit der geologischen Beschaffenheit des Untergrunds (Konglomeratsporne) und im untersten Abschnitt durch die Rückstauwirkung einer Wehranlage in Grenzen. Die Folge ist eine relativ gute Wasserversorgung eines ausgedehnten Tümpelnetzes, das beidufrig des Flusses außerhalb der Hochwasserdämme als Reste des ursprünglich verzweigten Flusssystems existiert. Ökologisch bedeutsame Einflussfaktoren sind hohe Grundwasserstände, ausgeprägte Grundwasserschwankungen und in den niedriggelegenen Teilen einigermaßen regelmäßig erfolgende Überschwemmungen, die vor allem das Altarmsystem maßgeblich überprägen. Zur Veränderung der Traunlandschaft seit der Regulierung und die Auswirkungen auf die Amphibienfauna wird auf SCHUSTER (1990,1992, 2001a und 2001b) verwiesen. Teilgebiet 6 wird seit 1985 flächig erfasst und erstreckt sich auf einer Fläche von 10 km^2.

Teilgebiet 8: Traun Wels Aiterbach (310-380 m ü.A.)

Dieser Flussabschnitt der Traun ist durch die Regulierung und die Auswirkungen eines Kraftwerks mit Ausleitungskanal stark negativ beeinträchtigt. Der Auengürtel ist sehr schmal und hat großteils den Anschluss an den Grundwasserkörper verloren. Mehr als im Teilgebiet 6 ist die landwirtschaftliche Nutzung ehemaliger Flußaugebiete vorangeschritten. Ein prägendes Landschaftselement ist der rechtsufrig am Abfall der Traun-Enns-Platte zur Traun ausgebildete Hochwald. In diesem Teilgebiet werden randliche Teile der Traun-Enns-Platte und der Unterlauf des Aiterbachs inklusive eines größeren Fischteichkomplexes mitberücksichtigt. Das Teilgebiet ist im flussabwärtigen Bereich von den Siedlungsflächen der Stadt Wels begrenzt. Teilgebiet 8 wird seit 1984 erfasst und erstreckt sich auf einer Fläche von 13 km^2.

Teilgebiet 9: Traun Marchtrenk (285-360 m ü.A.)

Der östlichste Abschnitt des Untersuchungsgebietes umfasst die durch extreme Flusseintiefung und jüngst erfolgte Kraftwerksbauten am stärksten und irreversibel degradierten Traunauen. Der Waldgürtel ist stark reduziert und zergliedert. Außerhalb des Waldes existieren hauptsächlich Ackerflächen mit minimalen Wiesenresten und Obstbaumbeständen. Flächenmäßig sehr bedeutsam sind bereits die großflächigen Schotterabbaugebiete. Neben der Welser Heide ist dieser Abschnitt durch Zersiedelung, Betriebsansiedlungen, die Welser Mülldeponie und den Bau neuer Verkehrswege, unter anderen die Innkreisautobahn, in jüngster Zeit aus naturäumlicher Sicht stark negativ verändert worden. Insbesondere in den Kiesgrubenarealen haben sich aber bereits wieder bedeutende Amphibienpopulationen mehrerer Arten gebildet. Teilgebiet 9 wird seit 1986 erfasst und erstreckt sich über eine Fläche von 23 km^2.

2.2. Untersuchungszeitraum

Das Untersuchungsgebiet wurde im Zeitraum von 1978 bis 1984 bezüglich der potenziellen Amphibien-Laichgewässern abgesucht; ab 1985 war der überwiegende Teil der vorkommenden Gewässer bekannt; deshalb beginnt die erste Untersuchungsperiode mit diesem Jahr. 1985 und 1986 wurden in allen bekannten Amphibien-Laichgewässern des Untersuchungsgebietes die vorkommenden Amphibienarten quantifiziert. Ergänzungen erfolgten in den folgenden Jahren bis 1989. Einzelne Teilgebiete wurden durchgehend jährlich erfasst, insbesondere das Teilgebiet 6 (Traunauen Fischlham). 1994 und 1999 wurden jeweils alle Laichgewässer des Untersuchungsgebietes erfasst. Insgesamt wurden etwa ein Drittel aller Gewässer jährlich erfasst (siehe Tab. 1, Kapitel 3.1.); darunter fallen auch erhebliche Anteile der Gewässer der selteneren Arten.

Abb. 3 demonstriert die Bedeutung der Länge des Untersuchungszeitraumes zur korrekten Interpretation der Bestandsentwicklung bei einer zyklisch stark schwankenden Bestandsgröße. Bei einer Unterteilung in Untersuchungsperioden, die die Streuung der Extremwerte der Schwankungsamplitude jeweils beinhalten sollen, ergibt sich eine Mindestlänge der Untersuchungsperiode von 5-7 Jahren. Deshalb wurde der Untersuchungszeitraum in drei 5-Jahresperioden unterteilt (1985-1989, 1990-1994, 1995-1999). Weiteres dazu folgt im Kapitel 3.4.3. (Auswertung Bestandsentwicklung).

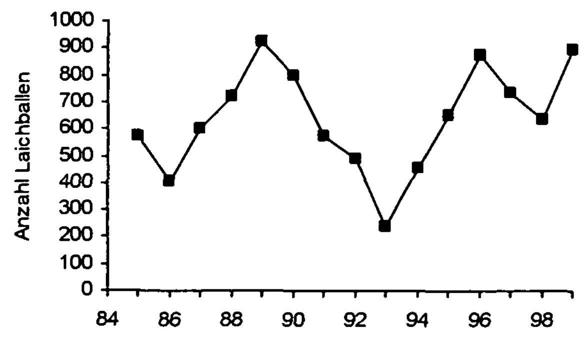


Abb. 3: Zyklische Bestandsentwicklung von *Rana dalmatina* in einem anthropogen unveränderten Teilausschnitt des Untersuchungsgebietes mit alljährlich vollständiger Erfassung der Art.

3. Material und Methode

3.1. Material

Tab. 1 gibt einen Überblick über den jährlichen Erfassungsgrad der untersuchten Laichgewässerkomplexe der verschiedenen Amphibienarten.

Tab.1: Erfassungsgrad: Übersicht über die Zahl der untersuchten Laichgewässer (Lg) und Laichgewässerkomplexe (Lgk) jeder Art und durchschnittlicher Anteil der pro Jahr erfassten Laichgewässerkomplexe jeder Art.

Art	Lg 1985-99	Lgk 1985-99	jährlicher Erfassungsgrad Lgk
Salamandra salamandra	9	3	75,6%
Triturus alpestris	29	15	17,3%
Triturus carnifex	45	17	33,7%
Triturus vulgaris	118	45	30,4%
Bombina variegata	93	32	36,5%
Bufo bufo	90	37	45,0%
Bufo viridis	55	16	38,8%
Hyla arborea	83	28	41,1%
Rana dalmatina	159	36	44,8%
Rana temporaria	123	39	38,8%
Rana ridibunda	21	10	38,6%
Rana lessonae u. esculenta	32	15	34,7%

3.2. Erfassung der Laichgewässer und Laichgewässerkomplexe

3.2.1. Definitionen

Als Laichgewässer wird in dieser Untersuchung ein abgegrenztes Gewässer behandelt, das während des Untersuchungszeitraums von zumindest einer Amphibienart zumindest einmal zur Ablage von Gelegen oder Larven genutzt wurde. Nahe beieinander liegende oder bei hohen Wasserständen verbundene Gewässer werden als getrennte Gewässer behandelt, wenn sie bei Mittelwasserstand, markiert durch die untere Wuchsgrenze der terrestrischen Ufervegetation, durch eine zumindest einen Meter breite, von schwimmenden Organismen nicht durchquerbare Fläche getrennt sind. In der Regel ist die Trennung der Gewässer deutlich, die oben genannte Information ist vor allem für die Abgrenzung von Gewässern in Altarmen der Traunauen und bei Grubengewässerkomplexen von Bedeutung. Die Laichgewässer sind Erfassungs- bzw. Bezugseinheiten der Artbestände und für die Charakterisierung des aquatischen Habitats der Amphibienarten. Fliessgewässer spielen im Untersuchungsgebiet als Laichgewässer mit Ausnahme von Salamandra salamandra keine Rolle, deshalb werden in der Regel unter dem Begriff Amphibien-Laichgewässer stehende Kleingewässer mit offenen Wasserflächen aufgefasst.

Als Laichgewässerkomplex wird eine Gruppe benachbarter Gewässer bezeichnet, die räumlich deutlich von anderen Laichgewässergruppen abgrenzbar ist und innerhalb der keine unüberwindbaren Hindernisse für die Migration von Amphibien bestehen. Bei großflächig hohen Laichgewässerdichten werden die Laichgewässer in Gruppen innerhalb eines Radius von 200 m zusammengefasst (Traunauen). Lage, Verteilung und Nummerierung der Laichgewässerkomplexe des Untersuchungsgebietes werden in Abb. 2 (siehe Kapitel 2.1.: Untersuchungsgebiet), die Bestandsgrößen bzw. -entwicklungen der Arten in den Laichgewässerkomplexen in den betreffenden Tabellen in Kapitel 4.3. angegeben. Der Grund für die Verwendung dieser Erfassungseinheit liegt in der engen Beziehung der Amphibienpopulationen benachbarter Gewässer: Gewässer innerhalb eines Gewässerkomplexes werden mit stark erhöhter Wahrscheinlichkeit auch von metamorphosierten Individuen der ihnen unmittelbar benachbarten Gewässer besiedelt. Weiters können sie als Ausweichgewässer fungieren, wenn ein anderes Gewässer innerhalb des Gewässerkomplexes zerstört oder seine Eignung als Laichgewässer vermindert wurde (siehe auch HAMMER 2002). Laichgewässerkomplexe sind die kleinsten Bezugseinheiten für die Auswertung der Bestandsentwicklung der Arten in dieser Untersuchung.

Als Laichgewässervariablen werden alle Variablen aufgefasst, die Eigenschaften der Laichgewässer charakterisieren. Einzelne Variablen werden aus gemessenen Werten errechnet (z. B. die Vegetationsvariablen). Die Wahl der erfassten und für die Auswertung herangezogenen Variablen erfolgt redundant, das heißt es wurden möglichst viele Variablen erhoben und errechnet und in nachfolgenden Bearbeitungsschritten auf die für die weitere Auswertung sinnvollen Variablen reduziert. Hilfestellung für die Auswahl der erhobenen Variablen bot eine 1994 im Untersuchungsgebiet bereits durchgeführte Erhebung und Auswertung von Laichgewässervariablen (SCHUSTER 1994).

3.2.2. Erfassung der Laichgewässervariablen

In Klammer wird neben der Bezeichnung der Variable die in Tabellen fallweise verwendete Abkürzung dieser Bezeichnung angeführt.

Alter des Gewässers (Alter)

Die Variable „Alter", angegeben in Jahren, unterscheidet sehr junge von älteren Gewässern, wobei keine weitere Differenzierung der Gewässer ab einem Alter von mehr als 15 Jahren erfolgt. Das Alter eines Gewässers wird am Ende der Untersuchungsperiode im Jahre 1999 gewertet und erfassungsbedingt auf den Beginn der Untersuchungsperiode im Jahre 1985 bezogen. Ein Gewässer kann daher in diesem Sinne nur ein sicher dokumentiertes Alter von maximal 15 Jahren erreichen. Nachdem für die Habitatwahl nur die im Jahre 1999 bestehenden Gewässer gewertet werden, ist für diese Auswertung das Alter mit der Dauer der Existenz des Gewässers im Untersuchungszeitraum gleichzusetzen.

Fläche des Gewässers (Fläche)

Die Fläche eines Gewässers wird in [m^2] angegeben und auf den jährlichen mittleren Wasserstand bezogen. Sofern diesbezügliche Schwankungen und keine Erfahrungswerte bestehen, wird der mittlere Wasserstand auf die Ufer- oder Verlandungsvegetation bezogen, die in ihrer Ausbildung ein diesbezüglich verlässliches Maß darstellt. Die Flächen wurden bei rechteckig angenäherten Gewässern über Längen- und Breitenmasse, bei runden, angenähert kreisförmigen Gewässern über entsprechend gewonnene Kreismaße (Umfang oder Radius) näherungsweise berechnet.

Maß für das Volumen (Volumen)

Für eine effiziente Abschätzung des Volumens der Amphibienlaichgewässer des Untersuchungsgebietes wird eine vereinfachte Berechnung vorgenommen. Das Volumen tiefer Gewässer wird damit unterschätzt.

„Volumen" = Fläche x Maximaltiefe / 2.

Wasserführung (Wafü)

Unter der Wasserführung der Amphibien-Laichgewässer wird die Austrocknungswahrscheinlichkeit verstanden. Es wird unterschieden zwischen:

- alljährlich austrocknenden Gewässern (temporär = 1)
- regelmäßig, aber nicht alljährlich austrocknenden Gewässern (temporär bis permanent = 2)
- durchgehend wasserführenden Gewässern (permanent = 3)

Tiefe bei Mittelwasserstand (Tiefe Mittelwasser, Tiefe MW)

Angegeben wird die Maximaltiefe bei mittlerem Wasserstand, zur Festlegung des mittleren Wasserstands siehe unter „Fläche des Gewässers". Die Tiefe eines Gewässers wurde bei jeder Kontrolle mit einer Meßlatte auf Zentimeter genau gemessen. Dadurch ergeben sich mehrere Möglichkeiten für die Angabe von Tiefenwerten, wie zum Beispiel minimale, maximale festgestellte Tiefen oder die Schwankungsbreite. Diese Parameter interkorrelieren naturgemäß stark untereinander und des weiteren mit anderen Faktoren, wie zum Beispiel der Wasserführung. Deshalb wurde nach entsprechenden Vorauswertungen nur die Maximaltiefe, bezogen auf die Geländemorphologie des Gewässergrunds im Jahre 1999 zur weiteren Auswertung verwendet.

In Gewässern mit Feinsedimentablagerungen wird die Maximaltiefe als „Maximaltiefe der freien Wassersäule bei nichtaufgewirbelten Feinsedimenten" definiert. Es wird eine maximale Tiefe von 1,5 m gewertet. Dies erfolgt einerseits aus messtechnischen Gründen aufgrund des erhöhten Aufwandes bei sehr tiefen Gewässern, andererseits auch aufgrund der fehlenden Bedeutung der tieferen Gewässerabschnitte für Amphibien.

Ufertiefe (Ufert)

Eine Maßzahl für die Uferneigung wurde durch das Messen der Wassertiefe einen Meter horizontal vom Ufer entfernt gewonnen. Bei sehr unterschiedlicher Uferausbildung in einem Gewässer wurden die unterschiedlichen Ufertiefen nach der Länge der entsprechend geeigneten Uferlinien gewichtet. In seichten Gewässern entspricht die Ufertiefe der Maximaltiefe. Für das Messen der Ufertiefe in Gewässern mit Feinsedimentablagerungen gilt dasselbe wie für die Maximaltiefe.

Feinsedimentablagerungen (Feinsedimente, Feinsed)

Die Feinsedimentablagerungen werden als maximale Mächtigkeit nicht verfestigter, biogener oder mineralischer Ablagerungen am Gewässergrund definiert. Gemessen wurden sie mit einer stumpfen Messlatte, die so weit wie möglich in die Ablagerungen gepresst wurde. Gewertet werden die mächtigsten Ablagerungen am Gewässergrund abzüglich der Mächtigkeit der freien Wassersäule an dieser Position. In der überwiegenden Zahl der Gewässer befindet sich diese Stelle im Bereich der maximalen Gewässertiefe. In flächenmäßig sehr großen Gewässern mit Tiefen von über 1,5 m konnte dieser Wert nicht erfasst werden. Hier werden die Werte im leichter messbaren Bereich in Ufernähe herangezogen, die in Gewässern diesen Typs auch die für Amphibien bedeutendsten Gewässerteile darstellen. Die Messung der Mächtigkeit nicht-verfestigter Ablagerungen am Gewässergrund ist zugleich auch ein Maß für die Art des Substrats des Gewässers und ein indirektes Maß für das Gewässeralter.

Leitfähigkeit (Leitf)

Die Leitfähigkeit der Gewässer wurde bei jeder Begehung im Jahr 1999 sowohl 10 Zentimeter unter der Gewässeroberfläche einen Meter entfernt vom Ufer und in der maximal erreichbaren Tiefe in Mikrosiemens gemessen. Aufgrund der geringen Schwankungen innerhalb einzelner Gewässer wird für die weitere Auswertung der höchste gemessene Wert weiterverwendet. Die Leitfähigkeit gibt Auskunft über die Wasserversorgung der verschiedenen Gewässer, beispielsweise durch Regen, Grundwasser oder einströmendes Oberflächenwasser, korrespondiert allerdings auch stark mit chemischen Eigenschaften des geologischen Untergrunds. Für die Messungen wurde ein Taschen-Konduktometer, Modell LF 95 mit 4-Elektroden-Leitfähigkeitsmeßzelle verwendet.

Maximaltemperatur (Temperatur max, Temp max)

Die maximale Gewässertemperatur wird als Maß für die Beurteilung der unterschiedlichen Temperatur-Ansprüche der Amphibienarten gewertet. Die Gewässertemperatur wurde zu diesem Zweck an Tagen mit Lufttemperaturen von über 30°Celsius in der Sonne während der tageszeitlichen Temperaturmaxima der Gewässer zwischen 13:00 und 16:00 MEZ+1 einen Meter vom Ufer entfernt und 10 cm unter der Wasseroberfläche erhoben. Aufgrund der wenigen diesbezüglich verfügbaren Tage im Jahre 1999, der jeweils kurzen verfügbaren Tageszeit und der Entfernung der Gewässer von einander gelang diesbezüglich keine vollständige Erfassung der Laichgewässer (82%). Aufgrund der gleichmäßigen Verteilung der diesbezüglich untersuchten Gewässer auf die Teilgebiete und der bevorzugten Erfassung der Gewässer der seltenen Arten reichen die Daten für eine fundierte Auswertung. Für die Messungen wurde ein Taschen-Konduktometer, Modell TetraCon 96, verwendet.

Besonnung (Beson)

Die Besonnung der Gewässeroberfläche wurde als Anteil der Gewässerfläche geschätzt, der nach der Belaubung der Gehölzvegetation während des Zenitstands der Sonne im Zeitraum Juni – August von der Sonne beschienen wird.

Vegetation (Veg)

Die Vegetationsausbildung der Gewässer wurde während der Hauptvegetationsperiode des Jahres 1999 jeweils getrennt für die verschiedenen Strata erhoben. Die von einem Stratum bedeckte Fläche wurde auf [dm^2] genau mit einer Meßlatte ausgemessen. Nach Ergebnissen von Vorauswertungen wird für die Vegetationsvariablen jeweils der Prozentsatz, den ein Stratum an der Gesamtfläche des Gewässers einnimmt, gewertet. Für ein alle Vegetationsstrata eines Gewässers integrierendes Maß werden die absoluten Flächenwerte der einzelnen Strata aufsummiert und die Summe in Relation zur Gewässerfläche gesetzt. Dadurch ergibt sich ein dimensionsunabhängiger Wert für die Strukturierung der Gewässer (Veg Σ %). Die gemessenen Strata umfassen:

- **Vegetationslose Gewässerfläche** (Vegetationslos, Veg 0)
- **Röhrichtvegetation** (Vegetation Röhricht, Veg Rö): Von vertikal orientierter, über die Gewässeroberfläche ragender Vegetation bedeckte Gewässerfläche (*Phragmites*, *Phalaris*, *Typha*, *Sparganium*, *Carex*, *Juncus*, andere Gräser, krautige Pflanzenarten); hier wurde eine Fläche dann als vollständig bedeckt gewertet, wenn etwa zumindest alle 25 Quadratzentimeter eine Vertikalstruktur bestand.
- **Submerse Vegetation** (Vegetation submers, Veg sub): Von untergetauchter Vegetation bedeckte Gewässerfläche (*Chara*, *Myriophyllum*, *Ceratophyllum*, *Lemna trisulca*, *Potamogeton*, *Callitriche*, *Hippuris*, *Utricularia*).
- **Schwimmblattvegetation** (Vegetation Schwimmblatt, Veg Sw): Von Schwimmblattvegetation bedekkte Gewässerfläche ohne *Lemna minor* und *Spirodela polyrrhiza* (*Potamogeton natans*, *Utricularia*, *Nymphaea*, *Nuphar*, andere an die Gewässeroberfläche reichende Arten)
- **Wasserlinsendecken** (Vegetation lemna, Veg Lem) aus *Lemna minor* und *Spirodela polyrrhiza*

Abundanz Echter Frösche (*Rana* - Abundanz, *Rana* - A)

Zur Abschätzung des Ausmaßes der möglichen Beeinflussung von Amphibienarten durch das Vorkommen Echter Frösche wird ein dichteabhängiger Wert errechnet. Aus den Bestandsangaben des Jahres 1999 werden die Laichballenzahlen von *Rana dalmatina* und *Rana temporaria* sowie die maximale Anzahl rufender Männchen von *Rana ridibunda*, *Rana esculenta* und *Rana lessonae* aufsummiert. Daraus wird eine Abundanz der „Fortpflanzungseinheiten Echter Frösche pro Quadratmeter Gewässerfläche" errechnet.

Fischbesiedlung (Fische)

Bezüglich der Fischvorkommen in den Amphibien-Laichgewässern werden nur die Beobachtungen des Jahres 1999 gewertet. Es werden vier Kategorien vergeben:

(0) Fischfrei
(1) Einzelvorkommen von Cypriniden außer Aitel
(2) Vorkommen von Salmoniden, Hecht und Aitel in geringer Dichte oder andere Cypriniden in höherer Dichte
(3) Dicht von Fischen besiedelte Gewässer, Fischteiche

3.2.3. Laichgewässerkomplexvariablen und populationsbiologische Variablen

Aquatisches Habitatangebot und Veränderungen

Für alle von einer Amphibienart besiedelten Laichgewässerkomplexe des Untersuchungsgebietes wird, basierend auf den aus der aquatischen Habitatwahl gewonnenen Erkenntnissen, eine Einstufung des Angebots an geeigneten Laichgewässern und der diesbezüglichen Veränderungen von 1985 bis 1999 vorgenommen. Zur Vorgangsweise siehe unter Auswertung im entsprechenden Kapitel 3.4.6.

Terrestrisches Habitatangebot und Veränderungen

Für jeden Laichgewässerkomplex werden die Flächenanteile terrestrischer Großlebensräume innerhalb eines Radius von 1000 m für das Jahr 1985 und die Veränderungen bis 1999 gemessen. Die Kartenbasis für die Messungen ist die ÖK 1 : 50.000, die Messungen erfolgen mittels dem Programm „Austria – Map“. Die Flächen werden in Hektar [ha] angegeben. Die Ergebnisse stellen auch die Basis für die Beurteilung der Makrohabitatwahl der Arten dar. Folgende terrestrische Großlebensräume werden unterschieden:

- Wald
- Offenes Kulturland
- Abbaugebiete
- Verbaute Flächen
- Wasserflächen

Als Abbaugebiete werden alle in der ÖK 1 : 50.000 eingezeichneten Kiesgruben und Lehmgruben des Untersuchungsgebietes aufgefasst; es werden nur Lebensraumtypen innerhalb der Abbaugebiete gewertet, die weder Wald, Kulturland noch Wasserflächen darstellen. In den meisten Fällen handelt es sich hierbei um offene Kies- oder Lehmbodenflächen und jüngere Sukzessionsstadien bis zu Brachen oder lückigen, niedrigen Gebüschflächen. Die Flächenangaben von 1985 in Hektar lassen sich aus eigenen Aufzeichnungen rekonstruieren, die Grubengebiete wurden zum Teil schon vor 1985 regelmäßig begangen. Als verbaute Flächen werden geschlossene Siedlungsflächen oder Betriebsbaugebiete mit einer Flächenerstreckung von mehr als einem Hektar gewertet. Inkludiert werden hier auch Straßen mit Breiten von über 10 m, insbesondere Autobahnabschnitte. Unter Gewässerflächen werden nur großflächige, stehende oder fließende Gewässer, wie große Grundwasserseen, Fließgewässer und Stauseen gewertet.

Populationsbiologische Variablen

Erfasst bzw. errechnet werden die Ausgangsbestandsgrößen während der Untersuchungsperiode 1985 bis 1989, weiters die Vernetzung bzw. das Verteilungsmuster der Populationen (siehe unter Kapitel 3.4.3.).

Verkehrseinfluss und Verkehrsmortalität

Für die Errechnung einer Verkehrsdichte wird die Zahl aller innerhalb eines Zeitraums von 15 Minuten einen Kontrollpunkt an einer Straße passierenden Kraftfahrzeuge erhoben. Die Erfassung erfolgte an Wochentagen zwischen 16:00 Uhr und 20:00 Uhr, bevorzugt zwischen 17:00 und 19:00. Der tageszeitliche Erfassungszeitraum entspricht dem Beginn der Aktivität wandernder oder terrestrisch lebender Amphibien im Frühjahr und ist gleichzeitig derjenige mit der höchsten Verkehrsdichte, abgesehen von der morgendlichen Verkehrsspitze. Die Verkehrsdichten wurden an allen Straßenabschnitten, die innerhalb des 1000 m Radius der 80 untersuchten Gewässerkomplexe liegen, in der zweiten Augusthälfte und im September 1999 erhoben. Basierend auf die Verkehrsdichte wird ein Maß für den Verkehrseinfluss auf jeden Laichgewässerkomplex jeder Art des Untersuchungsgebietes errechnet (siehe unter Methode: Auswertung).

Streudaten von im Untersuchungsgebiet von 1980 – 1999 überfahrenen Amphibienindividuen der verschiedenen Arten werden zusammengestellt, um eine diesbezüglich möglicherweise unterschiedliche Gefährdung der Arten belegen zu können.

Erfassung von Aktionsradien und Neukolonisierungen

Zur Abschätzung der Bezugsräume der Amphibienpopulationen der verschiedenen Arten um die Laichgewässer, die als zentrale Punkte der Amphibienvorkommen aufgefasst werden, wurden keine speziellen Untersuchungen durchgeführt. Zufallsbeobachtungen in den terrestrischen Lebensräumen aus dem Zeitraum 1980 bis 1999 wurde zusammengestellt und mit verfügbaren Angaben aus der Literatur verglichen, vor allem mit BLAB (1986). Gewertet werden Beobachtungen der Adulten außerhalb der jahreszeitlichen Wanderphasen und die nicht-geschlechtsreifen Tiere zu allen Jahreszeiten, abgesehen von den unmittelbar von den Gewässern abwandernden Metamorphosierten. Für jedes Individuum wird die Entfernung zum nächsten bekannten Laichgewässer der Art anhand des Österreichischen Kartenwerks 1 : 50.000 mit Hilfe des Programms „Austria MAP“ auf zumindest 50 m Genauigkeit gemessen.

Durch die Länge des Untersuchungszeitraums und die Größe des Untersuchungsgebietes ergibt sich mittlerweile die Möglichkeit, für die meisten Arten Neubesiedlungen neuentstandener Kleingewässer auszuwerten. Vorerst beschränkt sich dies auf dabei überwundene Entfernungen und die Häufigkeit des Auftretens dieser Ereignisse.

3.3. Erfassung der Arten

Die Methoden zur Erfassung relevanter Bestandskriterien für die einzelnen Arten werden nach ihrer Effizienz gewählt, um eine genügend große Anzahl von Gewässern pro Art in einer Fortpflanzungssaison bearbeiten zu können. Die gewählten Methoden orientieren sich an PINTAR & STRAKA (1990).

Salamandra salamandra

Erfasstes Kriterium: Larvenzahl Mitte April bis Mitte Mai. Der Erfassungsfehler wird als gering angenommen, da die beiden Vorkommen hinsichtlich der Phänologie des Fortpflanzungsgeschehens bereits seit 1978, respektive 1980 bekannt sind, und die Erfassungszeiträume dementsprechend gewählt wurden. Bezüglich der Vergleichbarkeit mit anderen Amphibienarten muss berücksichtigt werden, dass es sich bei den Werten um Larvenzahlen handelt, sofern nicht anders angegeben.

Wassermolche - *Triturus* spp.

Erfasstes Kriterium: Maximale Anzahl gleichzeitig beobachteter, adulter Exemplare. Die Zahlen für *Triturus carnifex* werden im Großteil der untersuchten Gewässer als repräsentativ angesehen, desgleichen die Zahlen von *Triturus alpestris*; bei *Triturus vulgaris* ergeben sich Erfassungsmängel im Jahr 1999 in den Traunauen aufgrund des hohen Wasserstands und einer dadurch verzögerten Laichzeit infolge der niedrigen Gewässertemperaturen. Bei kleineren Laichgewässerpopulationen werden einzelne festgestellte Larven der Zahl von zwei Adulten gleichgestellt. In mehreren Fällen werden hohe Werte einer späteren Erfassungsperiode auf die früheren Erfassungsperioden rückgerechnet, wenn es plausibel erscheint, dass in der früheren Periode keine optimale Erfassung erzielt wurde. JAHN & JAHN (1997) weisen darauf hin, dass Sichtbeobachtungen für den Kammmolch und vermutlich auch die anderen Molcharten in keiner Relation zur durch Fangzäune festgestellten Populationsgröße eines Gewässers stehen. Die angegebenen Absolutzahlen im Untersuchungsgebiet werden daher nur als Maßzahl für die tatsächlich vorhandene Adultpopulation gewertet; diese wird geschätzt um einen Faktor = / > 2 größer sein. Für *Triturus carnifex* wird im Vergleich mit den anderen Molcharten der beste Erfassungsgrad angenommen.

Bombina variegata

Erfasst wurde die maximale Anzahl gleichzeitig beobachteter Exemplare, in der Regel bei höheren Wasserständen gegen Ende April und in der ersten Maihälfte zu Beginn der Fortpflanzungszeit. Es wird davon ausgegangen, dass die Männchenbestände dadurch zu hohen Anteilen, die Weibchenbestände aber nur zum Teil erfasst wurden.

Bufo bufo

Erfasst wurden laichende Paare oder Laichschnüre nach der Laichzeit um Mitte April; bei größeren Laichgemeinschaften wird nach PINTAR & STRAKA (1990) und eigenen Nachforschungen eine Zahl von 20 Laichschnüren bei einer von Laich bedeckten Fläche von einem Quadratmeter in einer Mächtigkeit von maximal 10 Zentimetern angenommen. Vor allem bei den größeren Laichgemeinschaften dürfte die tatsächliche Zahl der laichenden Weibchen unterschätzt sein.

Bufo viridis

Erfasst wurde die maximale Anzahl der gleichzeitig rufenden Männchen. Die beste Erfassungszeit beginnt ab Ende April und reicht besonders in individuenschwachen Populationen bis in die erste Juni-, manchmal auch Julihälfte.

Hyla arborea

Erfasst wurde die maximale Anzahl gleichzeitig rufender Männchen an einem Gewässer. Nach JAHN & JAHN (1997) zeigt diese Erfassung für *Hyla arborea* bessere Ergebnisse als Fangzaunmethoden. In Gewässerkomplexen können einzelne Männchen die Rufgewässer innerhalb einer Fortpflanzungssaison wechseln (LAUFER 2001); deshalb wurde die Erfassung der rufenden Männchen an benachbarten Gewässern immer in derselben Nacht vorgenommen. Die günstigsten Erfassungszeiträume sind warme, feuchte Nächte von Ende April bis Mitte Juni. Die tägliche Rufdauer beginnt mit der Dämmerung und endet offenbar mit der Unterschreitung der für die Rufaktivität notwendigen Mindesttemperatur in den Gewässern ab etwa 1:00 MEZ+1. Die Erfassung im Untersuchungsgebiet fand zwischen 21:00 und 24:00 MEZ+1 statt. In größeren Rufgemeinschaften (> 5-10 rufende Männchen) kann die Zahl der Rufer bei geklumptem Auftreten akustisch nicht mehr eindeutig bestimmt werden. In diesen Fällen erwies es sich als hilfreich, die Uferlinie der Gewässer langsam von der Land- oder der Wasserseite aus zu umschreiten um die einzelnen Rufer voneinander trennen zu können. Die einzelnen rufenden Männchen waren durchwegs an der Uferlinie auch mit Taschenlampen zu lokalisieren.

Rana dalmatina

Erfasst wurde die Anzahl der Laichballen; das Zählen der Laichballen bei *Rana dalmatina* ist durch die isolierte Position der einzelnen Laichballen im Gewässer erleichtert. Durch die zeitlich gestreute Laichzeit ab Anfang März bis gegen Ende April können bei einer zu geringen Zahl an Zählterminen Fehler auftreten; die Laichphasen sind aber leicht kalkulierbar und richten sich nach Wärmephasen bei guter Wasserversorgung der Gewässer. Die lange Entwicklungsdauer der Gelege vermindert die Erfassungs-

fehler: Frühe Einzelgelege benötigen eine längere Entwicklungsdauer und sind daher bis zu einen Monat lang feststellbar. In der Regel werden die *Rana dalmatina* - Laichballen um Mitte April gezählt; in Jahren mit dem Auftreten von frühen Wärmephasen in der ersten Märzhälfte wird ein entsprechend früherer Zähltermin eingeschoben. In Jahren mit niedrigem Wasserstand kann in seichten Gewässern erst in der zweiten Aprilhälfte abgelaicht werden. JAHN & JAHN (1997) bezeichnen diese Methode für Braunfrösche als ähnlich gut geeignet, aber effektiver im Vergleich zu Erfassungen mit einem Fangzaun.

Rana temporaria

Rana temporaria wird anhand der Zahl der in einem Gewässer abgelegten Laichballen quantifiziert, die im Großen und Ganzen der Zahl der laichenden Weibchen entspricht. Die Erfassung erfolgt in den niederen Lagen und in sonnenexponierten Gewässern vor Mitte April, in stark beschatteten Gewässern in den höheren Lagen nach der Monatsmitte April. Selbst in größeren Laichansammlungen konnten bei einem ausreichend frühen Zähltermin unmittelbar nach Abschluss der Laichzeit die einzelnen Laichballen getrennt gezählt werden. JAHN & JAHN (1997) bezeichnen diese Methode als gleichwertig aber effektiver im Vergleich zu Fangzaunerfassungen.

Wasserfrösche
(*Rana esculenta, R. lessonae, R. ridibunda*)

Erfasst wurde die Anzahl der rufenden Männchen; die Rufchöre der Wasserfroschtaxa werden im Mai und Juni ab Mittag, in der Regel aber nach Einbruch der Dunkelheit gezählt. Bei kleineren Rufgemeinschaften können die einzelnen Rufer akustisch isoliert werden: Bei größeren Rufgemeinschaften wurden die einzelnen Männchen im Taschenlampenlicht gezählt, was sich vor allem für rufende Männchen in größeren Gewässern als effektive Methode erwies.

3.4. Auswertung

3.4.1. Habitatwahl - Laichgewässer

Die Untersuchung der aquatischen Habitatwahl der Arten dient der Identifizierung von Schlüsselfaktoren, die wesentlich über Vorkommen oder Fehlen einer Amphibienart im Untersuchungsgebiet bestimmen. Auf die Dokumentation der Bedeutung stehender Kleingewässer gegenüber von Fliessgewässern für die Fortpflanzung von Amphibien wird verzichtet. Die Basis für die Auswertung der Habitatwahl im Jahr 1999 stellen nicht alle stehenden Kleingewässer dar, sondern nur die in dieser Saison von mindestens einer Amphibienart genutzten Gewässer. Damit ist gewährleistet, dass alle einigermaßen für Amphibien geeignete Gewässer berücksichtigt werden, nicht aber die allgemein für Amphibien ungeeigneten Gewässer, wie betonierte Salmoniden-Zuchtbecken, größere Fließgewässer, mehr als 10 m tiefe Stauseen oder Grundwasserseen. Eine Einbeziehung der großen Gewässer hätte zur Folge, dass feine, aber bedeutende Unterschiede in der Habitatnutzung der Arten weniger gut beurteilbar wären, bzw. einige Variablen wie Größe, Temperatur (Fliessgewässer!) oder Fischbesiedlung für alle Arten ähnliche Ergebnisse bringen würden. Insbesondere was die Fischbesiedlung betrifft, muss dies bei den Ergebnissen berücksichtigt werden. Eine Analyse des Stichprobenumfangs zeigt, daß nur *Rana dalmatina* etwa die Hälfte aller Laichgewässer des Jahres 1999 besiedelt, das heißt eine genügend große Vergleichsauswahl an nicht-besiedelten Gewässern ist für jede Art gegeben. Die Beschränkung auf die Saison 1999 erfolgt aus folgenden Gründen: Die Habitatparameter wurden in dieser Qualität vor 1999 nicht erhoben. Deshalb müßten die bereits zerstörten, aber auch in unbestimmbaren Ausmaß veränderten Gewässer aus der Auswertung ausgeschieden werden.

Aus der Vielzahl an erhobenen und errechneten Variablen wurde eine Auswahl getroffen, die die zahlreich auftretenden Interkorrelationen möglichst gering hält. Bei den multivariaten Testverfahren wurde hier weiter einschränkend vorgegangen. Für alle Amphibienarten des Untersuchungsgebietes werden für die Laichgewässer des Jahres 1999 Minimum, Maximum, Median und die 25 %-Quartile für alle Variablen tabellarisch angegeben. Weiters wird die Ausbildung der Laichgewässervariablen zwischen besiedelten und unbesiedelten Gewässern getestet und für die häufigeren Anurenarten auf Beziehungen zwischen der Größe der Laichpopulationen und der Ausbildung der Gewässervariablen geprüft. Für die selteneren Amphibienarten, die deutlich weniger als 25 % der Laichgewässer besiedeln, werden zusätzlich die Variablenausbildungen zwischen den besiedelten und den nächstgelegenen, von dieser Art unbesiedelten Amphibien-Laichgewässern auf Unterschiede getestet.

3.4.2. Habitatwahl – terrestrische Lebensräume

Die terrestrische Habitatwahl wird bezogen auf die Laichgewässerkomplexe der Arten ausgewertet. Die Flächenausdehnung der unterschiedenen Habitattypen zwischen von einer Art besiedelten und unbesiedelten Laichgewässerkomplexen werden mittels Mann - Whitney U-Test verglichen und für die besiedelten Laichgewässer-

komplexe lineare Zusammenhänge zwischen Bestandsgrößen und Flächenausdehnung mittels „Spearmans Rho" geprüft.

3.4.3. Populationsbiologische Variablen

Bestandsgröße

Die Auswertung der Bestandsgröße der einzelnen Arten basiert auf dem maximalen Wert der erfassten Fortpflanzungseinheit pro Laichgewässerkomplex pro Untersuchungsperiode. Parallel dazu werden die entsprechenden Zahlenwerte logarithmischen Größenklassen zur Basis 3 zugeordnet (Tab. 2). Bestandsgrößen jeder Art, basierend auf die Fortpflanzungseinheiten und die log-Größenklassen, werden für die einzelnen Laichgewässerkomplexe, für die Teilgebiete und für das Gesamtgebiet errechnet. Für die Bewertung der Bestandssituation der Arten im Gesamtgebiet wird als drittes Kriterium die Zahl der besiedelten Laichgewässerkomplexe herangezogen.

Die logarithmischen Größenklassen werden verwendet, um die natürlichen Bestandsschwankungen der größeren Populationen zu dämpfen. Andernfalls würden die bei Aussterbe- oder Neukolonisierungsprozessen bedeutenden Veränderungen in den kleineren Populationen im Vergleich zu den größeren vernachlässigt werden. Indirekt ergibt sich dadurch eine stärkere Berücksichtigung der räumlichen Anordnung der Populationen bei der Beurteilung einer Bestandssituation. Weiters ermöglicht die Verwendung der log-Klassen die Einbeziehung der Molche in die Auswertung, da dadurch die durch die Erfassungsmethode bedingten Schätzfehler vermindert werden.

Bestandsentwicklung

Die ausgeprägten natürlichen Populationsschwankungen ermöglichen in dieser Untersuchung nur robuste Auswertemethoden zur Errechnung der Bestandsentwicklung. Der Zeitraum von 1985 bis 1999 wurde in drei Fünfjahresperioden eingeteilt und für jede Periode wurde nur das festgestellte Maximum der Populationsgrößen gewertet. Die Bestandsentwicklung wird anhand der ersten Periode (1985-1989) und anhand der dritten Periode (1995-1999) errechnet. Die mittlere der drei ausgewerteten Perioden, die Periode 1990 - 1994 dient der Plausibilitätskontrolle der Entwicklung. Da die erste Periode in den Jahren 1985-1986 zu Beginn und die letzte Periode 1995-1999 am Ende die beste Erfassung aufweisen, können die Ergebnisse für einen Untersuchungszeitraum von 15 Jahren gelten. Aufgrund der gewählten robusten Auswertemethoden treten nur deutliche Bestandsveränderungen als solche hervor.

Tab. 2: Größenklassen zur Charakterisierung der Bestandsgröße

Wert Fortpflanzungseinheit	Größenklasse
1 - 3	1
4 - 9	2
10 - 27	3
28 - 81	4
82 - 243	5
244 - 729	6

Die Bestandsentwicklung für die Amphibienarten wird errechnet für:

- Laichgewässerkomplexe
- Teilgebiete
- Gesamtgebiet

Die Berechnungsgrundlage stellen absolute Zahlenangaben (Erfassungskriterien siehe Kapitel 3.3.) und daraus errechnete logarithmische Werte dar. Für die Errechnung der Bestandsentwicklung werden die Maximalwerte einer Fünfjahresperiode herangezogen. Die Bestandsentwicklung wird absolut und relativ errechnet:

- Bestandsentwicklung absolut: Differenz von Endwert (Maximalwert Erfassungsperiode 1995-1999) und Ausgangswert (Maximalwert 1985-1989)
- Bestandsentwicklung relativ: „Bestandsentwicklung absolut" in Prozent des Ausgangswerts

Eine Parallelberechnung ist sinnvoll, um den unterschiedlichen Populationsgrößen der Arten Rechnung tragen zu können: Arten mit größeren Populationen weisen absolut größere Bestandsveränderungen und relativ geringere Bestandsveränderungen im Vergleich zu Arten mit niedrigen Populationsgrößen auf. Bei den relativ gerechneten Bestandsentwicklungen wird bei einer Neubesiedlung eines Gebiets oder bei starker Zunahme basierend auf (sehr) niedrige Ausgangswerte der Prozentwert auf 100 % „geglättet".

Vernetzung der Populationen (Kolonisierungswahrscheinlichkeit)

Für jeden Laichgewässerkomplex einer Amphibienart werden innerhalb eines Radius von 1000 Metern die fünf bedeutendsten, benachbarten Laichgewässerkomplexe dieser Art zur Berechnung einer theoretischen Kolonisierungswahrscheinlichkeit im Falle eines hypothetischen Erlöschens der Population dieses Laichgewässerkomplexes herangezogen. Die Wahrscheinlichkeit der Wiederbesiedlung eines Laichgewässerkomplexes ist abhängig von der Wahrscheinlichkeit, mit der ein Individuum einer benachbarten Population auf diesen Laichgewässerkomplex trifft. Diese Wahrscheinlichkeit ist abhängig von der Dichteverteilung der Individuen in den

Landlebensräumen um die benachbarten Laichgewässerkomplexe. Daher wird als Maß für die Verteilung und Vernetzung der einzelnen Populationen innerhalb der Metapopulation die Dichte der Individuen der Nachbarpopulationen im Bereich eines Laichgewässerkomplexes gewertet. Zur Berechnung wird die Populationsgröße der benachbarten Laichgewässerkomplexe jeweils auf eine Kreisfläche bezogen, deren Radius der Distanz zwischen jeweils der Nachbarpopulation und der untersuchten Population entspricht. Diese maximal fünf Dichtewerte werden für den untersuchten Laichgewässerkomplex aufsummiert. Somit werden sowohl die Distanz, als auch Größe und Zahl benachbarter Populationen in die Berechnung einbezogen.

Formel zur Errechnung des Vernetzungsgrades einer Laichgewässerkomplex-Population „i“ einer Art:

$$\text{Vernetzungsgrad Pop i} = {}_{1\text{-}5}\Sigma\ \text{NPop} / \text{Distanz}^2\ \Pi$$

NPop ... Populationsgröße des benachbarten Laichgewässerkomplexes, Distanz ... Distanz zwischen Nachbarpopulation und Population „i“.

Es wird modellhaft angenommen, dass die überwiegende Zahl der Einzelindividuen einer Amphibienpopulation sich innerhalb eines Radius von 1000 Metern um ihre Geburtsgewässer aufhält und innerhalb der besiedelten Kreisfläche die Individuen gleichmäßig verteilt sind. Zur Errechnung des Vernetzungsgrades der Populationen einer Art für verschiedene Teilgebiete oder das Gesamtgebiet werden die entsprechenden Einzelwerte der Laichgewässerkomplexe aufsummiert. Für eine multivariate Auswertung und einen Vergleich der Arten wird das geeignete Mittelwertmaß errechnet. Die Populations-Verteilungsstruktur wird nur für die erste Untersuchungsperiode (1985-1989) gewertet; diese Ausgangsbasis wird als bedingender Faktor für die zukünftige Bestandsentwicklung im Untersuchungszeitraum aufgefasst.

3.4.4. Aktionsradius und Neukolonisierung

Aktionsradius

Die Radien der terrestrischen Bezugsräume um die Laichgewässer wurden nach folgenden Kriterien ausgewertet: Median, Arithmetisches Mittel, Maximum und Arithmetisches Mittel der 10 höchsten Werte. Dem letzten Kriterium wird bei Anuren mit entsprechend hohen Beobachtungszahlen die größte Bedeutung zugemessen. Bei den Urodelen ist das Material für genauere Angaben nicht ausreichend; für sie wird nur das Maximum gewertet. Für *Triturus vulgaris* ergeben sich trotz der relativ hohen Beobachtungszahl (29) keine deutlicheren Hinweise als für die wesentlich seltener oder nicht (*Triturus alpestris*) beobachteten Arten, da bis auf zwei Zufallsbeobachtungen alle Beobachtungen aus einem einzigen Brunnenschacht in konstanter Entfernung zum nächsten Laichgewässer erfolgte. Die Ergebnisse werden mit diesbezüglichen Angaben aus Blab (1986) ergänzt.

Kolonisierungsvermögen / Mobilität

Gewertet werden alle im Untersuchungsgebiet seit 1980 von einer Art neubesiedelten Gewässer in einer Entfernung von zumindest 200 m vom nächsten bekannten Laichgewässer dieser Art. Die Distanzwerte stellen somit eine potenzielle Unterschätzung des Ausbreitungsvermögens der Arten dar, da nicht von vorneherein davon ausgegangen werden kann, dass die Besiedlung vom nächstgelegenen Gewässer aus erfolgte. Die Distanz wird mittels der Software „Austria Map“ auf Basis der ÖK 1:50.000 auf 10 m genau gemessen. Die Resultate ergeben zwei wesentliche Wertegruppen pro Art: Distanzwerte und die Häufigkeit von Besiedlungsereignissen. Die Ergebnisse fließen in den interspezifischen Vergleich der Arten bezüglich Bestandsentwicklung und potenziellen Einflussfaktoren ein. Nicht berücksichtigt werden verschiedene Parameter, die das Ausbreitungsvermögen der Arten mit beeinflussen sollten. Dazu zählen beispielsweise artspezifisch unterschiedliche Ansprüche an terrestrische „Migrationshabitate“, wie z.B. Unterschiede zwischen waldbewohnenden Arten und wärmeliebenden Offenlandarten oder eingeschränkte Migration in Abhängigkeit vom Mikrohabitat bei Arten an der klimatischen Arealgrenze.

3.4.5. Verkehrseinfluss und Verkehrsmortalität

Mortalität

Die Totfunde auf den Straßen und Wegen des Untersuchungsgebietes werden für jede Art aufsummiert und der Prozentanteil dieser Beobachtungen an der maximalen Populationsgröße der Adulten einer Art im Gesamtgebiet errechnet. Für diejenigen Arten, für die keine Zahlen der Adulten erhoben wurden, wird die Zahl der Adulten als doppelte Zahl der laichenden Weibchen oder rufenden Männchen errechnet, bei *Salamandra salamandra* wird eine Zahl von 10 Larven pro adultem Individuum angenommen. Mögliche Fehler ergeben sich durch unterschiedliche Dauer der Feststellbarkeit der Individuen einer Art in Abhängigkeit von ihrer Körpergröße und der Zersetzungsresistenz ihrer Haut. Dadurch könnte eine Überschätzung der Straßenmortalität der im Adultalter relativ großen Echten Kröten mit ihrer derben Haut gegenüber von Individuen anderer Gattungen begründet

sein. Weiters hat die Bestandsentwicklung einzelner Arten einen Einfluss auf die Ergebnisse; bei stark negativer Entwicklung, wie bei *Bufo viridis* und *Bombina variegata*, wird im Vergleich zu den anderen Arten die Anfälligkeit für Mortalität durch Straßenverkehr unterschätzt.

Verkehrseinfluss

Ein Maß für die Bewertung des Verkehrseinflusses auf die untersuchten Amphibienpopulationen wird aufgrund folgender Annahmen errechnet:

- Die Sommerlebensräume von Amphibien sind gleichmäßig verteilt innerhalb einer Kreisfläche mit r = 1000 m um den jeweiligen Laichgewässerkomplex angeordnet.
- Eine Straße, die diese Kreisfläche schneidet, betrifft nur denjenigen Populationsanteil, der vom zentral gelegenen Laichgewässerkomplex aus gedacht, distal der Straße liegt.
- Der betroffene Populationsanteil entspricht damit der Fläche eines Kreissegments, das Ausmaß der Auswirkungen wird von der Kfz-Frequenz des Straßenabschnitts bestimmt.
- Ein Maß für die Beeinflussung einer Amphibienpopulation durch Straßenverkehr errechnet sich daher aus der Kfz-Frequenz (Kfz / 15 min) bezogen auf dieses Kreissegment und wird in Kfz x km^2 / 15 min angegeben.
- Diese Werte werden für alle distale Segmente bzw. alle Straßen innerhalb von r = 1000 m um einen Laichgewässerkomplex aufsummiert, da es sich um additive Effekte handelt.

Zur Berechnung des Werts für ein Kreissegment wird folgende Formel (TRAUTWEIN 2000: Sonderausgabe Mathematik) herangezogen:

A (Segment) = A (Sektor) – A (Dreieck) = $r^2 \Pi\ \alpha/360 - r^2\ 0{,}5\ \mathrm{SIN}\ (\alpha)$

$\alpha = 2\ \mathrm{INVCOS}\ (d/r)$

A (Segment) ... Fläche eines Kreissegments, das durch die Straße von einer Kreisfläche eines Kreises mit Radius „r“ um einen Laichgewässerkomplex getrennt wird. Das “Dreieck” wird von den beiden Radien ausgehend vom Kreismittelpunkt und von der Sehne gebildet. „R“ ist der Radius, je nach gewählter Bezugsfläche. „d“ ist die Distanz der Straße vom Kreismittelpunkt, respektive vom Zentrum eines Laichgewässerkomplexes.

Ein Radius von 1000 m ist der bestgeeignete Radius bei einem interspezifischen Vergleich mehrerer Arten, wobei für Echte Kröten ein größerer Radius, für Wassermolche ein geringerer Radius wahrscheinlich zutreffender wäre. Die Laichgewässerkomplexwerte für Teilgebiete und das Gesamtgebiet einer Amphibienart werden aufsummiert. Für mehrfaktorielle Berechnungen und Artvergleiche wird das geeignete Mittelwertmaß verwendet. Die Werte für das Jahr 1999 werden zugleich als Maß für eine beständige Einflussgröße angesehen, für die keine Veränderungen berechnet werden müssen: Die besonders stark belasteten Flächen im Untersuchungsgebiet können auch als die mit den absolut und relativ bedeutendsten Verkehrszuwächsen innerhalb des Untersuchungsgebietes gelten.

3.4.6. Ursachen der Bestandsentwicklungen

Zur Beurteilung der Veränderungen des artspezifisch geeigneten Angebots an aquatischen und terrestrischen Habitaten pro Laichgewässerkomplex wird folgendermaßen vorgegangen: Die Änderungen in der Qualität des Angebots werden von – 5 bis + 5 in einer 11 - teiligen Skala beurteilt, wobei „0“ summarisch keine Veränderung bedeutet. Basis der Beurteilung sind die Ausgangsflächen geeigneter Habitate. Veränderungen werden in 20 % -Schritten beurteilt und aufsummiert. Beispielsweise bedeutet die Umwandlung von einem Fünftel der Gewässerfläche oder von einem von fünf gleichgroßen Gewässern eines Laichgewässerkomplexes in einen für Molche nicht mehr geeigneten Fischteich eine Minderung der Qualität des Laichgewässerkomplexes von –1. Entsprechende Beurteilungen werden aufsummiert. Bei einer Zunahme an Gewässern wird der Endzustand herangezogen und in Relation zum Ausgangszustand jeweils artspezifisch beurteilt; wenn zum Beispiel ein kleines Laichgewässer um zwei große, extensiv genutzte Fischteiche ergänzt wird, verbleibt die Bewertung der Veränderung für Molche bei 0, für *Bufo bufo*, die die neuen Gewässertypen nutzen kann, ergibt sich eine Verbesserung um +4 Punkte.

Die Basis für die Bewertung der Veränderungen des terrestrischen Makrohabitatangebots für die verschiedenen Arten ist die Flächenausdehnung der unterschiedenen terrestrischen Habitattypen innerhalb des festgelegten Radius (1000 m) um die Laichgewässerkomplexe. Die Differenz der Werte von 1985 und 1999 wird in Prozent der Gesamtfläche der terrestrischen Makrohabitate weiterverwendet. In der Folge wird entsprechend den Ergebnissen der terrestrischen Habitatwahl für jede Art die summarische Veränderung der jeweils bedeutenden Habitattypen pro Laichgewässerkomplex gewertet. Beispielsweise wird für eine an Waldlebensräume gebundene Art wie *Rana dalmatina* die relative Veränderung der Waldflächen bewertet. Für 5-20 % Zunahme oder Abnahme innerhalb einer Laichgewässerkomplexfläche wird jeweils ein Punkt plus oder minus errechnet; die

Werte für die terrestrische Habitatwahl bewegen sich theoretisch zwischen –5 und +5, in der Praxis wird sehr selten eine Bewertung von –1 bis +1 vergeben: Die Veränderungen des Makrohabitatangebots sind im Untersuchungszeitraum so gering, dass die auffälligste terrestrische Einflussgröße die Mortalität durch Straßenverkehr sein sollte.

Auf Zusammenhänge zwischen potenziellen Einflussgrößen und der Bestandsentwicklung der einzelnen Arten wird univariat geprüft. Die Datenbasis hierfür stellen die Bestandsentwicklungen in den verschiedenen Laichgewässerkomplexen der Arten und die jeweilige Ausbildung der Einflussgrößen dar.

Folgende potenzielle Einflussgrößen wurden dabei ausgewertet:

- Terrestrische Habitatsituation
- Aquatische Habitatsituation (insgesamt und unterteilt in Gewässerangebot und Fischeinfluss)
- Verkehrseinfluss
- Größe des Ausgangsbestandes
- Kolonisierungswahrscheinlichkeit

Ebenso wird bei der Prüfung von Zusammenhängen zwischen potenziellen Einflussgrößen und der Bestandsentwicklung aller Amphibienarten vorgegangen. Die Datenbasis stellen hier die zwölf Bestandsentwicklungen der Arten und die jeweilige artspezifische Ausbildung der Einflussgrößen dar. Als abhängige Variablen werden die Bestandsentwicklung in Prozent nach Adultpopulation (Adultpop.), Größenklassen der Adultpopulationen (Adultpop.-Gk) und die Zahl der Laichgewässerkomplexe (n Lgk) gewertet. Diese wurden mit folgenden potenziellen Einflussgrößen in Beziehung gesetzt:

1. Terrestrische Habitatsituation
2. Aquatische Habitatsituation „gesamt“
3. Aquatische Habitatsituation: Gewässerangebot
4. Aquatische Habitatsituation: Fischeinfluss
5. Neubesiedlungsvermögen
6. Adultpopulation pro Laichgewässerkomplex (Adultpop./Lgk)
7. Ausgangsbestand (Gesamtuntersuchungsgebiet)
8. Verkehrseinfluss

Datenbasis:

Variablen 1-3: Arithmetische Mittel für die Laichgewässerkomplexe der Arten
Variable 4: Anteil der Laichgewässerkomplexe mit starker Zunahme der Einflüsse
Variable 5: Arithmetisches Mittel für das Gesamtgebiet pro Art
Variable 6: Adultpopulation pro Laichgewässerkomplex 1985-89
Variable 7: Maximaler Gesamtbestand im Untersuchungsgebiet 1985-1989 entsprechend den Bezugsgrößen (Adultpopulation, Adultpopulation-Größenklassen, Laichgewässerkomplex)
Variable 8: Arithmetische Mittel für die Laichgewässerkomplexe der Arten

3.4.7. Statistik

Die Daten fast aller Variablen – eine Ausnahme stellt die Maximaltemperatur dar – sind auch nach entsprechenden Transformationen nicht normalverteilt. Deshalb werden durchwegs verteilungsfreie Verfahren angewendet. Zum Testen auf Unterschiede zwischen Laichgewässern oder Laichgewässerkomplexen mit und ohne Präsenz einer Art dient der U-Test nach Mann und Whitney (Bortz et al. 2000, Voß 2000). Bei diesbezüglich gepaarten Stichproben (besiedeltes und nächstes unbesiedeltes Gewässer) wird der Wilcoxon-Test (Linder & Berchtold 1979) verwendet. Zur Berechnung von Korrelationen wird durchwegs die Korrelation nach „Spearman“ angewendet, fallweise wurde auch die entsprechende Korrelation nach „Kendall“ berechnet (Bortz et al. 2000), die Ergebnisse beider Korrelationsverfahren sind jedoch durchwegs sehr ähnlich. Als einziges multivariates Verfahren wurde die logistische Regression verwendet, wiederum zum Testen auf Unterschiede von Untersuchungseinheiten mit Präsenz oder Absenz einer Art. Hierfür wurden nur univariat signifikante und nicht interkorrelierende Variablen einbezogen (Nadeau et al. 1995).

Bei allen Verfahren wurde auf 2-seitige Signifikanz getestet. Als Signifikanzniveau wird ein Wert von $p < 0{,}05$ gewertet; $0{,}15 > p > 0{,}10$ wird als Trend, $0{,}10 > p > 0{,}05$ als starker Trend gewertet. Für die Berechnungen wurde das Softwarepaket SPSS 8.0 herangezogen.

3.5. Vorauswertung der Laichgewässervariablen

In diesem Kapitel wird eine Übersicht über die Ausbildung der Laichgewässervariablen und die Beziehungen zwischen den Variablen gegeben. Das Kapitel wurde in einer früheren Fassung an den Anfang des Ergebnisteiles gestellt, ist aber in Relation zu den Untersuchungszielen eine Materialzusammenstellung mit methodischen Aspekten. Die Daten sind als Hintergrundinformation zur Variablenreduktion gedacht, die aufgrund der Multikollinearität der Variablen notwendig ist. Beziehungen zwischen der Ausbildung der Variablen spiegeln zum Teil auch kausale ökologische Zusammenhänge wider. Bei mehreren Variablen ist auch die ungleichmäßige Ver-

teilung ihrer Ausbildung in verschiedenen geografischen Teilgebieten des Untersuchungsgebietes bei der Interpretation der Ergebnisse von Bedeutung.

Für die Untersuchung der Laichgewässer-Habitatwahl der Arten werden die Daten des Jahres 1999 herangezogen. Die Ergebnisse werden für den gesamten Untersuchungszeitraum gewertet, da es auszuschließen ist, dass sich die Ansprüche einer Art an ihr Habitat innerhalb dieses Zeitraums deutlich verändern. In die Auswertung einbezogen werden nur die von zumindest einer Amphibienart in der Saison 1999 zur Fortpflanzung genutzten Gewässer. Damit werden alle nicht ausreichend lange wasserführenden, alle neuentstandenen und noch nicht besiedelten und alle dicht von teilweise karnivoren Fischen besiedelten Gewässer nicht weiter berücksichtigt.

Die Amphibienarten des Untersuchungsgebietes sind zur Fortpflanzung ausnahmslos auf aquatische Lebensräume, großteils in Form von stehenden, fischarmen Kleingewässern angewiesen. Die Bedingungen an und in diesen Gewässern beeinflussen über die Zahl der jährlich metamorphosierten Individuen den Altersaufbau und die Bestandsgrößen der Populationen der verschiedenen Arten. Es kann davon ausgegangen werden, dass unter natürlichen Bedingungen durch die jährlich schwankenden ökologischen Verhältnissen in den Laichgewässern ein Großteil der Variation der Bestandsschwankungen der Adultpopulationen der verschiedenen Arten erklärbar ist. An und in diesen Gewässern kommt es weiters zu den höchsten Konzentrationen an adulten, fortpflanzungsfähigen Tieren innerhalb des Jahresaktionsraumes einer Population. Hier kann auch ein erhöhtes Mortalitätsrisiko, beispielsweise durch spezifische Prädationsbedingungen (siehe zum Beispiel PINTAR 1986), die Populationsgröße unabhängig von der eigentlichen Fortpflanzung stark beeinflussen. Daher gehe ich davon aus, dass die Laichgewässer mit ihrer Strukturierung und ihrer Lage im terrestrischen Umland geeignete Ausgangspunkte für die Bearbeitung der Habitatwahl der Arten in Hinblick auf die Analyse bestandslimitierender Faktorenkomplexe und deren Veränderung im Untersuchungszeitraum darstellen. Die Wahl der Fortpflanzungsgewässer durch verschiedene Amphibienarten betrifft einen räumlich abgrenzbaren, kleinräumig definierbaren Lebensraumtyp, der hinsichtlich wesentlicher Variablen, die seine Beschaffenheit charakterisieren sollten, auch effektiv erfassbar ist. Deshalb wird der Wahl der Laichgewässerhabitate in dieser Untersuchung besonders viel Raum gegeben. Dies bedeutet nicht, dass nicht auch in den terrestrischen Lebensräumen Schlüsselfaktoren, die für Bestandsgröße und Bestandsentwicklung ausschlaggebend sein können, zu finden sind. Die „Laichgewässer-Variablen" berücksichtigen in mehreren Fällen auch Merkmale der umgebenden terrestrischen Lebensräume, insbesondere die Temperatur und über die Besonnung die Lage der Gewässer in Bezug zu Gehölzlebensräumen. In nachfolgenden Kapiteln, die der Charakterisierung der unterschiedlichen Bedingungen für die verschiedenen Teilpopulationen der unterschiedenen Gewässerkomplexe herangezogen werden, findet die Situation der aquatischen und terrestrischen Habitate gleichermaßen Berücksichtigung.

Alter des Gewässers

Bezüglich der Variable „Alter" muss primär berücksichtigt werden, dass nicht das tatsächliche Alter beziehungsweise die tatsächliche Dauer des Bestehens, sondern das Alter seit Beginn der Untersuchungsperiode (1985) gewertet wird. Damit ist nur eine Unterscheidung der sehr jungen Gewässer von älteren Gewässern möglich, eine weitere Differenzierung der älteren Gewässer hinsichtlich dieses Faktors unterbleibt. Die Verteilung der Ausbildungen dieser Variable ist erwartungsgemäß stark rechtsschief, immerhin 30 % der 201 Gewässer sind jünger als 15 Jahre, weitere Informationen siehe Tab. 3. Der Faktor Alter trennt in erster Linie Kies- und Lehmgrubengewässer, Gartenteiche und in geringerem Ausmaß kurze Zeit bestehende Überschwemmungsflächen auf Wiesen und Äckern von allen anderen, älteren Gewässertypen, wie Augewässern oder Bauernteichen.

„Alter" korreliert signifikant positiv mit „Dimensionsvariablen" (ausgenommen die Fläche), mit Fischvorkommen und den Abundanzen Echter Frösche. Hohes „Alter" korreliert signifikant negativ mit Temperatur und Besonnung. Indifferent ist der Faktor bezüglich der Fläche, der Leitfähigkeit und der Vegetationsvariabeln. Nur die Fläche korreliert als einzige Dimensionsvariable nicht mit dem Alter der Gewässer, was mit der vermehrten Ausbildung großflächiger junger Gewässer in Kiesgruben und dem langen Bestehen kleinflächiger alter Augewässer zusammenhängen dürfte. Alte Gewässer sind zum Großteil Augewässer, Quelltümpel, Bauernteiche und Fischteiche. In der Regel liegen alte Gewässer aufgrund der Entwicklung entsprechender Gehölzvegetation im Gegensatz zu den jungen Gewässern (Kiesgruben) verstärkt im Schatten.

Das "Alter" ist eine Variable, die unterschiedliche Raum-Zeit-Strategien der verschiedenen Arten berücksichtigt. Dies erfolgt in erster Linie aber indirekt, beispielsweise über die Strukturierung, die mit dem Alter korreliert. So halte ich altersabhängige Eigenschaften junger Gewässer wie eine starke Besonnung oder das Fehlen konkurrenzstarker, anderer Amphibienarten für die ursächlich-kausalen Eigenschaften der jeweiligen Gewässer, die bei einer Verallgemeinerung der Erkenntnisse zu den Ansprüchen der Arten vorrangig bewertet werden sollten. Die

Variable „Alter" wird daher bei den zahlreichen auftretenden Interkorrelationen mit Variablen der Gewässerstruktur, Temperatur oder biotischen Variablen als abhängig behandelt und bei einer Variablenreduktion bevorzugt vernachlässigt.

Dimensionsvariablen

Darunter werden diejenigen Variablen zusammengefasst, die die dreidimensionale Ausdehnung der Gewässer charakterisieren. Gemessen wurden die Gewässerfläche, die maximale Tiefe und die Gewässertiefe in Entfernung von einem Meter zum Ufer. Die Werte werden jeweils auf den bekannten, oder durch die Zonierung der Vegetation ersichtlichen, mittleren Wasserstand bezogen. Aufgrund der engen Beziehungen wird hier auch die Einstufung der Wasserführung (temporär bis permanent) mitbehandelt.

Alter und alle Dimensionsvariablen zeigen eine ausgeprägte linksschiefe Verteilung, nur der Faktor Fläche lässt sich durch entsprechende Transformierung (Quadratwurzel oder Logarithmierung) in eine Normalverteilung überführen. Die Dimensionsvariablen sind allesamt untereinander hochsignifikant korreliert (siehe Tab. 7). Große Gewässer sind in der Regel auch tiefe Gewässer mit höherer Ufertiefe und stabiler Wasserführung.

Sehr große Wasserflächen sind aufgrund der Flächenausdehnung stärker besonnt, da die Auswirkungen einer Beschattung durch Ufergehölze gemindert wird. Durch den positiven Zusammenhang zwischen Fläche und Tiefe sind die stärker besonnten Gewässer gleichzeitig auch die Gewässer mit dem größten Volumen. Offensichtlich können stark besonnte Gewässer im Untersuchungsgebiet auch bei Tiefen von einem Meter oder mehr ausreichend durchwärmt werden, sodass hier auch eine positive Beziehung mit der Ausbildung der direkt gemessenen maximalen Gewässertemperatur besteht. Weiteres zu diesem Problembereich ist im Unterkapitel "Temperaturvariablen" zusammengefasst. Die flächenmäßige Ausbildung der Strata der Vegetation ist als von der Gewässerfläche abhängige Größe zu werten. Dieser Einfluss verschwindet bei einer Korrektur über die Gewässerfläche, weshalb in weiterer Folge für die Berechnungen nur die entsprechenden Deckungs-Prozentwerte der Vegetationsausbildung verwendet werden. Große Dimensionierung ist signifikant positiv mit Fischvorkommen korreliert. Hierbei handelt es sich um einen ursächlichen Zusammenhang: Größere Gewässer sind zu höherem Ausmaß permanent wasserführende Gewässer; eine durchgehende Wasserführung ist ein wesentliches Kriterium für die Besiedlung durch Fischarten in nicht regelmäßig überschwemmten Gebieten. Es wurden mehrere Gewässertiefen-Variablen gemessen und weitere errechnet, beispielsweise die Differenz zwischen kleinster und größter Maximaltiefe. Ein Maß, das die Austrocknungswahrscheinlichkeit über einen längeren Zeitraum beschreibt, besitzt vermutlich einen hohen Erklärungswert für das Vorkommen verschiedener Amphibienarten, kann aber nur bei mehr- bis langjährigen Untersuchungsreihen gewonnen werden. Mit großer Wahrscheinlichkeit treten aber auch dann dieselben Interkorrelationen mit anderen Dimensionsvariablen auf. Bei der Bewertung der beiden Tiefen-Variablen muss folgendes berücksichtigt werden: Die Maximaltiefe bei Mittelwasser erreicht einen maximalen Wert von 150 cm. Dies ergibt sich aus zwei Gründen: Einerseits besteht stark erhöhter Messaufwand bei Gewässern mit Tiefen von mehreren Metern und weiters ist mit einer geringen Bedeutung der entsprechend tieferen Gewässerteile für Amphibienarten beziehungsweise deren Larven zu rechnen. Die erwarteten Zusammenhänge beispielsweise mit Fläche, Besonnung und Fischbesiedlung bestätigen sich auch bei der hier verwendeten Vorgangsweise. Die Ufertiefe als Maß für die Ufemeigung oder die Ausbildung von Flachwasserbereichen ist mit der durchschnittlichen Maximaltiefe der Gewässer hoch korreliert. Das heißt: Flachwasserbereiche bestehen in insgesamt seichten Gewässern. Dieser Zusammenhang löst sich nur in sehr großflächigen Gewässern mit Flachufern auf, beispielsweise in Inundationsflächen der größeren Kiesgruben bei entsprechend langandauernder Wasserführung. Auswirkungen bestehen nur auf selektiv im Untersuchungsgebiet diese Bereiche nutzende Amphibienarten (*Rana ridibunda, Bufo viridis*).

Tab. 3: Ausbildung von Dimensionsvariablen und der Variable Alter in den Amphibien-Laichgewässern des Untersuchungsgebietes im Jahre 1999 (n=201). Wasserführung (1 temporär - 3 permanent), Tiefe MW ... Maximaltiefe bei Mittelwasserstand, Ufertiefe ...Gewässertiefe einen Meter entfernt vom Ufer bei Mittelwasserstand.

Variable	Alter [Jahre]	Fläche [m²]	Wasserführung	Tiefe MW [cm]	Ufertiefe [cm]
Minimum	1	3,0	1	3,0	3,0
25 Perzentil	10	32,0	1	17,0	15,0
Median	15	96,0	2	40,0	25,0
75 Perzentil	15	330,0	3	70,0	37,0
Maximum	15	30000,0	3	150,0	150,0

Feinsedimentablagerungen (Feinsedimente, Feinsed)

Feinsedimentablagerungen in Amphibienlaichgewässern des Untersuchungsgebietes liegen zwischen 9 und 80 cm Mächtigkeit, in 50 % der Gewässer liegen die Werte zwischen 3 und 24 cm (Tab. 4). Signifikant positive Interkorrelationen bestehen mit dem Alter der Gewässer und der Abundanz Echter Frösche (jeweils $p < 0,001$),

signifikant negative mit Temperatur und Besonnung (jeweils $p < 0{,}001$). Positive Korrelationen bestehen weiters mit mehreren der Vegetationsstrata, bezüglich der Vegetationssumme besteht allerdings nur ein Trend. Ein Kausalzusammenhang dürfte primär zwischen dem Alter eines Gewässers und damit der Dauer von Sedimentations- oder biogenen Verlandungsprozessen bestehen. Die Variable weist nur in wenigen Fällen signifikante Zusammenhänge mit dem Vorkommen einzelner Amphibienarten auf (siehe artspezifische Kapitel) und ist im Untersuchungsgebiet für keine der Arten ein Faktor, der in bedeutendem Ausmaß die Habitatwahl einer Amphibienart mitbestimmt.

Leitfähigkeit (Leitf)

Die Leitfähigkeit ist eine weitgehend unabhängige Größe. Die einzigen auftretenden Korrelationen können auf die spezifische Situation der relativ zahlreichen, von hoher Leitfähigkeit des Grundwassers gekennzeichneten Augewässer, die stark beschattet und hohe Röhrichtflächenanteile (Seggen, Rohrglanzgras, andere krautige Vegetation) aufweisen, zurückgeführt werden. Bei der Interpretation der Zusammenhänge zwischen Leitfähigkeit und Habitatwahl einzelner Arten muss berücksichtigt werden, dass die Laichgewässer der in den Traunauen häufigen Arten vermehrt höhere Leitfähigkeitswerte aufweisen, beziehungsweise umgekehrt in den Traunauen unterrepräsentierte Arten vergleichsweise niedrige Leitfähigkeitswerte in ihren Gewässern vorfinden. Letzteres betrifft insbesondere *Triturus alpestris*, ersteres *Triturus carnifex* und *Rana dalmatina*. Nachdem vieles dafür spricht, dass diese Arten ganz unabhängig von der Leitfähigkeit hier ihre Vorkommensschwerpunkte aufweisen, desgleichen andere in den Traunauen fehlende Arten wesentlich extremere, höhere Leitfähigkeitswerte ertragen, wird auch in den wenigen Fällen mit signifikanten Beziehungen davon ausgegangen, dass im Untersuchungsgebiet keine diesbezüglich kausalen Zusammenhänge bestehen. Dies wird durch die Ergebnisse der logistischen Regressionen weitgehend bestätigt.

Temperatur und Besonnung (Temp max, Beson)

Temperaturmaximum und Besonnung sind hochsignifikant miteinander korreliert. Das direkt gemessene Temperaturmaximum sollte der verlässlichere Wert zur Charakterisierung thermischer Eigenschaften der Gewässer sein, konnte aber aus methodischen Gründen nicht für alle Gewässer erhoben werden. Das Temperaturmaximum der Gewässer des Untersuchungsgebietes ist normalverteilt und reicht von 12°C bis 34°C; 50 % der Gewässer zeigen Maximaltemperaturen zwischen 19 und 25 °C; siehe Tab. 4. Die Besonnungswerte sind nicht normalverteilt, die Verteilung ist zweigipfelig, ein Maximum liegt bei Schätzwerten von 0 bis 20 %, ein weiteres Maximum bei 90 – 100 %; 50 % der Gewässer sind zu Flächenanteilen von 15 bis 90 % besonnt (Tab. 4).

Beide Variablen korrelieren hochsignifikant negativ mit dem Alter der Gewässer und der Abundanz Echter Frösche, was auf die Braunfrösche beschränkt sein dürfte. Signifikant oder hochsignifikant positive Beziehungen bestehen zu nahezu allen Dimensionsvariablen. Unterschiede in den Interkorrelationen bestehen bezüglich mehrerer Variablen: Besonnung interkorreliert im Unterschied zur Maximaltemperatur mit den Fischvorkommen. Der Zusammenhang ist aber voraussichtlich nicht kausal bedingt, sondern ein Paralleleffekt. Da diese großen Gewässer zumeist auch entsprechend tief sind, erwärmen sie sich weniger rasch als kleinere oder / und seichte Gewässer. Die inverse Temperaturabhängigkeit der Lösungsfähigkeit von Sauerstoff führt zu dem auch ökologisch zu erwartenden Effekt, dass das Ausmaß der Fischbesiedlung nicht signifikant mit der Gewässertemperatur korreliert. Das Temperaturmaximum ist darüber hinaus signifikant negativ mit Wasserführung und Leitfähigkeit korreliert, was mit großer Wahrscheinlichkeit auf die hohe Zahl an beschatteten, temporären, basischen Augewässern zurückgeführt werden kann. Unabhängig sind beide Variablen von allen Vegetationsdeckungs-Variablen. Nähere Informationen sind in Tab. 7 enthalten.

Tab. 4: Ausbildung weiterer abiotischer Variablen in den Amphibien-Laichgewässern des Untersuchungsgebietes im Jahre 1999. Feinsedimente ... maximale Mächtigkeit der Feinsedimentablagerungen am Gewässergrund (n=158), Leitfähigkeit (n=196), Temperatur max ... Maximaltemperatur (n=163), Besonnung (n=201).

Variable	Feinsedimente [cm]	Leitfähigkeit [µSiem]	Temperatur max [° C]	Besonnung [%Fläche]
Minimum	0,0	38,0	12,0	0,0
25 Perzentil	3,0	372,3	19,0	15,0
Median	9,0	500,0	22,0	45,0
75 Perzentil	24,3	582,5	25,4	90,0
Maximum	80,0	2470,0	33,8	100,0

Vegetationsvariablen

Die Verteilung der Werte der Vegetationsvariablen ist stark linksschief, was durch die Verwendung von Deckungswerten in Prozent der Gewässerfläche deutlich abgeschwächt wird. Aber selbst bei einer Logarithmierung dieser Werte ergibt sich aufgrund der Nullwerte keine Normalverteilung. Die Vegetationsvariablen korrelieren durchwegs hochsignifikant untereinander. Der in der Folge weiter verwendete Vegetationswert „Vegetation Σ %" (Summe der Strata in Prozent der Gewässerfläche) ist hoch korreliert mit allen anderen Vegetationsvariablen, sonst

aber ein weitgehend unabhängiges Maß, das nur noch mit der Abundanz Echter Frösche in enger Beziehung steht. Mit dem Maß Vegetationssumme wird ein Kennwert errechnet, der den Strukturreichtum durch die Vegetation in allen Straten beschreibt. Die „Vegetationssumme in Prozent" kann auch einen Wert von 100 übersteigen, beispielsweise bei dichter submerser Vegetation, die mit fortschreitender Vegetationsperiode von einem Wasserlinsenteppich überzogen wird. Es wird angenommen, dass die Integration der verschiedenen Stratenwerte in einen Vegetationssummenwert eine übersichtlichere und detailliertere Beschreibung der Vegetationsausbildung in den Gewässern gewährleistet. Zudem überlappen die Effekte verschiedener Straten in Teilaspekten. Zum Beispiel bietet eine submerse Vegetationsdecke einen ähnlichen Sichtschutz gegenüber von Prädatoren wie eine Schwimmvegetationsdecke; submerse Teile der Röhrichtvegetation wirken ähnlich strukturbereichernd wie die submerse Vegetation an sich. Deshalb treten bei stratenweiser Auswertung, bis auf wenige Ausnahmen, nur geringfügige Unterschiede zwischen der Bedeutung der einzelnen Strata auf.

Neben der Dichte an Larven oder an adulten Echten Fröschen in einem Gewässer sind sicherlich auch die Verteilung derselben und verhaltensbiologische Eigenheiten von Bedeutung. Dazu ist derzeit noch zu wenig bekannt, um entsprechend differenzierte Auswertungen vornehmen zu können. Die Verteilung der Werte ist stark linksschief, bei einem starken Überwiegen von Werten kleiner als 0,1. Die Werte liegen zwischen 0 und 3,4 Fortpflanzungseinheiten pro Quadratmeter, in 65 % der Laichgewässer liegt der Dichtewert unter 0,1; Werte größer als 0,5 sind bereits seltene Ausnahmen.

Die Abundanz Echter Frösche ist signifikant positiv mit Alter, Wasserführung und Vegetationsdeckung, negativ mit Fläche, Temperatur und Besonnung korreliert. In dieser Konstellation zeigt sich, dass vor allem alte, vegetationsreiche Gewässer mit stabiler Wasserführung und verminderter Sonneneinstrahlung hohe Abundanzen Echter Frösche aufweisen, das sind einerseits ein Teil der Augewässer und eutrophe, fischfreie Bauernteiche. Dies ist auch auf ein Überwiegen des Einflusses der frühlaichenden Braunfrösche in der Realisierung dieses Faktors zurückzuführen.

Tab. 5: Ausbildung von Vegetationsvariablen in den Amphibien-Laichgewässern des Untersuchungs-gebietes im Jahre 1999 (n=201). Veg 0 vegetationsfrei, Veg S ... Summe der drei Vegetationsstrata, Veg sub ... submerse Vegetation, Veg Rö ... Röhrichtvegetation, Veg Sw ... Schwimmblattvegetation, % ... Deckung in Prozent der Gewässerfläche.

Variable	Veg 0%	Veg Σ [m²]	Veg Σ %	Veg sub %	Veg Rö %	Veg Sw %
Minimum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
25 Perzentil	31,5	1,5	2,0	0,0	0,0	0,0
Median	75,0	21,0	30,0	0,0	5,6	0,0
75 Perzentil	98,1	90,0	74,0	15,2	30,0	2,5
Maximum	100,0	3250,0	230,0	100,0	100,0	100,0

Tab. 6: Ausbildung biotischer Variablen in den Amphibien-Laichgewässern des Untersuchungs-gebietes 1999 (n=201). Feh ... Fortpflanzungseinheit (Laichballen oder Männchen), Fischbesiedlung: 0 ... fischfrei bis 3 ... dicht von Fischen besiedelt.

Variable	Abundanz Echter Frösche [Feh/m²]	Fischbesiedlung
Minimum	0,0	0
25 Perzentil	0,0	0
Median	0,0	0
75 Perzentil	0,2	2
Maximum	3,4	3

Abundanz Echter Frösche (*Rana* - A)

Bei Vorauswertungen ergab sich die Notwendigkeit, auch biotische Faktoren für die Habitatwahl der Arten mit zu berücksichtigen. Hohe Abundanzen von Echten Fröschen, sowohl aquatisch lebender metamorphosierter, als auch der Larven, werden hier als möglicher erhöhter Konkurrenz- oder Prädationsdruck auf andere Amphibienarten und deren Gelege und Larven gewertet. Diese Variable wird hier nur für die Bewertung interspezifischer Auswirkungen auf die Habitatwahl herangezogen und somit nur für Amphibienarten in die Berechnungen einbezogen, die nicht der Gattung *Rana* angehören. Für eine detailliertere Bewertung interspezifischer Beeinflussungen innerhalb der Gattung *Rana* und für intraspezifische Beeinflussungen sind eigene Untersuchungen erforderlich.

Fischbesiedlung (Fische)

Die Bewertung der Fischbesiedlung in den Amphibienlaichgewässern erfolgt in 4 Kategorien (0–3). 70 % der Amphibienlaichgewässer waren 1999 vollständig fischfrei, etwa 25 % der Amphibienlaichgewässer weisen Fischwerte von 2–3 auf, die eine entsprechende Beeinflussung der Amphibienvorkommen erwarten lassen.

Fischgewässer sind in der Regel alte, große und tiefe Gewässer mit stabiler Wasserführung; entsprechende Interkorrelationen liegen vor. Hohe Besonnung und hohe Werte der absoluten Vegetationsvariablen werden als Folge der Flächenabhängigkeit dieser Variable gewertet. Temperaturmaximum, Leitfähigkeit, Feinsedimentablagerungen, Vegetationssumme (in %) und die Abundanz Echter Frösche sind unabhängig von der Fischbesiedlung.

Bei den Fischwerten müssen zwei Aspekte bei der Beurteilung der Ergebnisse beachtet werden: Aufgrund der Datenstruktur (nur von Amphibien 1999 besiedelte Gewässer) wird nicht primär untersucht, ob und unter welchen Bedingungen Amphibien mit Fischen koexistieren können, sondern ob artspezifisch unterschiedliche Sensibilitäten bezüglich einer Fischbesiedlung auftreten. Dass Gewässer mit dichter Besiedlung von Fischen, insbesondere Salmoniden, für alle Amphibienarten unbesiedelbar sind, ist aus anderen Untersuchungen im Untersuchungsgebiet bereits belegt (SCHUSTER 1992).

Variablenreduktion

Voneinander unabhängige Variablen sind eine Voraussetzung für die Anwendung von logistischen Regressionen zur multivariaten Auswertung der Habitatnutzung der einzelnen Arten. Die ausgewählten Variablen, inklusive mehrerer daraus errechneter Variablen wurden daher auf ihre gegenseitigen Beziehungen hin überprüft. Interkorrelationen treten dabei häufig auf (Tab. 7). Der Faktor "Alter" der Gewässer wird bei den multivariaten Verfahren vernachlässigt. Für die Dimensionierung und die Vegetationsausstattung wird jeweils nur eine repräsentative Variable verwendet. Leitfähigkeit und Feinsedimentablagerungen spielen gemäß den Ergebnissen der univariaten Tests eine untergeordnete Bedeutung für die Habitatwahl der Arten, wären aber weitgehend unabhängig. Ein großes Problem für die Auswertung liegt darin, dass mehrere sehr wesentliche Variablen oder Variablengruppen, die auf verschiedene Arten sehr unterschiedlich wirken (Temperatur, biotische Faktoren), untereinander und mit anderen Faktoren stark interkorrelieren. In dieser Hinsicht sind Zusammenhänge zwischen Gewässerdimensionierung, Temperatur / Besonnung und den biotischen Faktoren nicht auflösbar. Für eine logistische Regression, die bei der vorliegenden Datenstruktur als geeignetes mulivariates Verfahren angesehen wird, wird daher folgende Vorgangsweise gewählt: Einbezogen werden nur diejenigen der bereits reduzierten Variablen, die univariat signifikant sind; ergibt sich dabei die Situation, dass interkorrelierende Variablen einbezogen werden müßten, werden die Tests jeweils mit wahlweisem Ausschluss der Variablen durchgeführt. Sind die Ergebnisse bezüglich des Signifikanzniveaus übereinstimmend, so werden die Testergebnisse mit Berücksichtigung aller dieser Faktoren gewertet.

Tab. 7/Teil 1: Interkorrelationsmatrix der Variablen zur Charakterisierung der Amphibien-Laichgewässer: Alter – Mächtigkeit der Feinsedimentablagerungen. Angegeben sind jeweils: (1) Spearman-Rho (Korr. koeff), (2) 2 –seitige Signifikanz (Sig.2-seit), (3) Stichprobenumfang Anzahl (n) Gewässer; * steht für p < 0,05, ** für p < 0,01.

		Alter	Fläche	Wasser-führung	Tiefe bei Mittelwasser	Ufertiefe	Feinsediment-ablagerungen
Alter	Korr.koeff	1,000	-,004	,222 **	,171 *	,178 *	,339 **
	Sig. 2-seit	,000	,959	,002	,015	,011	,000
	n	201	201	201	201	200	158
Fläche	Korr.koeff	-,004	1,000	,220 **	,525 **	,333 **	-,135
	Sig. 2-seit	,959	,000	,002	,000	,000	,090
	n	201	201	201	201	200	158
Wasser-führung	Korr.koeff	,222 **	,220 **	1,000	,637 **	,540 **	,093
	Sig. 2-seit	,002	,002	,000	,000	,000	,243
	n	201	201	201	201	200	158
Tiefe bei Mittelwasser	Korr.koeff	,171 *	,525 **	,637 **	1,000	,846 **	-,087
	Sig. 2-seit	,015	,000	,000	,000	,000	,279
	n	201	201	201	201	200	158
Ufertiefe	Korr.koeff	,178 *	,333 **	,540 **	,846 **	1,000	-,156
	Sig. 2-seit	,011	,000	,000	,000	,000	,051
	n	200	200	200	200	200	158
Feinsediment-ablagerungen	Korr.koeff	,339 **	-,135	,093	-,087	-,156	1,000
	Sig. 2-seit	,000	,090	,243	,279	,051	,000
	n	158	158	158	158	158	158
Leitfähigkeit	Korr.koeff	-,021	-,016	,024	-,006	,056	,086
	Sig. 2-seit	,772	,821	,733	,929	,440	,288
	n	196	196	196	196	195	155
Temperatur maximal	Korr.koeff	-,447 **	,320 **	-,171 *	,189 *	,113	-,355 **
	Sig. 2-seit	,000	,000	,029	,016	,151	,000
	n	163	163	163	163	162	138
Besonnung	Korr.koeff	-,486 **	,450 **	-,053	,256 **	,137	-,403 **
	Sig. 2-seit	,000	,000	,451	,000	,052	,000
	n	201	201	201	201	200	158
Vegetation Σ %	Korr.koeff	,067	-,068	-,013	,069	,060	,143
	Sig. 2-seit	,341	,339	,850	,328	,395	,072
	n	201	201	201	201	200	158
Abundanz Echter Frösche	Korr.koeff	,377 **	-,262 **	,144 *	,007	,052	,391 **
	Sig. 2-seit	,000	,000	,042	,916	,468	,000
	n	201	201	201	201	200	158
Fische	Korr.koeff	,262 **	,516 **	,524 **	,591 **	,483 **	-,086
	Sig. 2-seit	,000	,000	,000	,000	,000	,284
	n	201	201	201	201	200	158

Tab. 7/Teil 2: Interkorrelationsmatrix der Variablen zur Charakterisierung der Amphibien-Laichgewässer: Leitfähigkeit - Fischvorkommen. Angegeben sind jeweils: (1) Spearman-Rho (Korr. koeff), (2) 2 -seitige Signifikanz (Sig.2-seit), (3) Stichprobenumfang Anzahl (n) Gewässer; * steht für p < 0,05, ** für p < 0,01.

		Leitfähigkeit	Temperatur maximal	Besonnung	Vegetation %	Abundanz Echter Frösche	Fische
Alter	Korr.koeff	-,021	-,447 **	-,486 **	,067	,377 **	,262 **
	Sig. 2-seit	,772	,000	,000	,341	,000	,000
	n	196	163	201	201	201	201
Fläche	Korr.koeff	-,016	,320 **	,450 **	-,068	-,262 **	,516 **
	Sig. 2-seit	,821	,000	,000	,339	,000	,000
	n	196	163	201	201	201	201
Wasser-Führung	Korr.koeff	,024	-,171 *	-,053	-,013	,144 *	,524 **
	Sig. 2-seit	,733	,029	,451	,850	,042	,000
	n	196	163	201	201	201	201
Tiefe bei Mittelwasser	Korr.koeff	-,006	,189 *	,256 **	,069	,007	,591 **
	Sig. 2-seit	,929	,016	,000	,328	,916	,000
	n	196	163	201	201	201	201
Ufertiefe	Korr.koeff	,056	,113	,137	,060	,052	,483 **
	Sig. 2-seit	,440	,151	,052	,395	,468	,000
	n	195	162	200	200	200	200
Feinsediment-ablagerungen	Korr.koeff	,086	-,355 **	-,403 **	,143	,391 **	-,086
	Sig. 2-seit	,288	,000	,000	,072	,000	,284
	n	155	138	158	158	158	158
Leitfähigkeit	Korr.koeff	1,000	-,197 *	-,096	,098	,132	,090
	Sig. 2-seit	,000	,012	,182	,172	,066	,207
	n	196	160	196	196	196	196
Temperatur maximal	Korr.koeff	-,197 *	1,000	,847 **	,003	-,372 **	,068
	Sig. 2-seit	,012	,000	,000	,974	,000	,389
	n	160	163	163	163	163	163
Besonnung	Korr.koeff	-,096	,847 **	1,000	,048	-,394 **	,160 *
	Sig. 2-seit	,182	,000	,000	,495	,000	,024
	n	196	163	201	201	201	201
Vegetation Σ %	Korr.koeff	,098	,003	,048	1,000	,257 **	-,058
	Sig. 2-seit	,172	,974	,495	,000	,000	,411
	n	196	163	201	201	201	201
Abundanz Echter Frösche	Korr.koeff	,132	-,372 **	-,394 **	,257 **	1,000	-,092
	Sig. 2-seit	,066	,000	,000	,000	,000	,194
	n	196	163	201	201	201	201
Fische	Korr.koeff	,090	,068	,160 *	-,058	-,092	1,000
	Sig. 2-seit	,207	,389	,024	,411	,194	,000
	n	196	163	201	201	201	201

4. Ergebnisse

4.1. Habitatwahl

In den folgenden Artkapiteln zur Habitatwahl wird jeweils am Anfang in knapper Form die Verbreitung der Art im Untersuchungsgebiet angegeben. Danach folgen die Ergebnisse der Untersuchungen zur Laichgewässerwahl und zur Wahl der terrestrischen Makrohabitate. Die wesentlichen Ergebnisse werden für jede Art am Ende des Unterkapitels zusammengefasst.

4.1.1. Habitatwahl *Salamandra salamandra*

Salamandra salamandra kommt im Untersuchungsgebiet rezent in zwei Teilgebieten vor: In den höher gelegenen Teilen im hausruckviertler Hügelland und entlang der von alten Laubmischwäldern bestandenen, und an Quellaustritten reichen Hangwälder der Traun-Austufe (Abb. 4). Es existieren glaubhafte Hinweise auf eine bis vor relativ kurzer Zeit weitere Verbreitung der Art im Hügelland nördlich von Wels und in weiteren Bereichen entlang der Hangwälder.

Laichgewässer-Habitatwahl
Salamandra salamandra

Die geringe Anzahl der von *Salamandra salamandra* genutzten Laichgewässer im Untersuchungsgebiet erschwert eine detaillierte Auswertung. Die spezifischen, von anderen Amphibienarten abweichenden Ansprüche an die Larvalgewässer begünstigen aber die Erzielung eindeutiger Ergebnisse. Kleine, flache, kühle, stehende oder sehr langsam fließende Gewässer mit hohem Waldanteil im Umland sind die charakteristischen Laichgewässer von *Salamandra salamandra* im Untersuchungsgebiet (Tab. 8). Die Gewässer sind frei von Fischen und Laichvorkommen von Froscharten der Gattung *Rana*. *Rana temporaria* und *Rana dalmatina* haben in einzelnen der Laichgewässer vorübergehend in einzelnen Paaren gelaicht, negative Auswirkungen auf die Larvalentwicklung waren nicht feststellbar. Ein in 15 Jahren nur einmal genutztes Laichgewässer wird in manchen Jahren von Elritzen (*Phoxinus phoxinus*) besiedelt. Die alljährlich gewählten Laichgewässer umfassen sehr langsam fließende, fischfreie Bach- oder Rinnsalabschnitte mit Feinsedimenten und hohen Bachflohkrebsdichten, weiters kleinere Quelltümpel oder -weiher an der Basis von Geländestufen. Vegetation fehlt innerhalb der bedeutendsten Laichgewässer vollständig, in anderen wachsen Gräser oder krautige Pflanzenarten im Uferbereich und überdecken teilweise die Wasserfläche. Die Gewässer, in die *Salamandra salamandra* im Untersuchungsgebiet seine Larven ablegt, sind in der überwiegenden Zahl der Fälle älter als 15 Jahre und permanent Wasser führend. Sie sind in 5 von 6 Fällen kleiner als 25 m^2, mit Maximaltiefen von 17 cm oder darunter. Alle Larvalgewässer dieser Art sind nur zu 10 % der Fläche, oder weniger besonnt und zeigen sommerliche Temperaturmaxima von 15 – 21° Celsius; das sind die mit Abstand niedrigsten Werte der Laichgewässer aller untersuchten Arten. Bei diesen

Tab. 8: Habitatwahl von *Salamandra salamandra*. Charakterisierung der Laichgewässer des Jahres 1999 (n=6); Minimum, Maximum, Median und Quartile der untersuchten Variablen. Feh ... Fortpflanzungseinheit (rufende Männchen, Laichballen).

Variable	Einheit	Minimum	Quartil 25%	Median	Quartil 75%	Maximum
Alter	Jahre	5,0	12,5	15,0	15,0	15,0
Fläche	m^2	6,0	9,0	15,0	51,0	129,0
Wasserführung	Kategorien	1	2	3	3	3
Tiefe bei Mittelwasser	cm	4,0	4,8	8,0	22,8	40,0
Ufertiefe	cm	4,0	4,8	8,0	17,0	17,0
Feinsedimentablagerungen	cm	7,0	8,5	11,0	24,5	26,0
Leitfähigkeit	µSiem	158,0	182,8	255,0	705,0	750,0
Temperatur maximal	°C	14,5	15,8	17,3	19,7	20,5
Besonnung	%	0,0	0,0	4,0	6,3	10,0
Vegetationslos	%	60,0	78,8	90,6	100,0	100,0
Vegetation submers	%	0,0	0,0	0,0	3,3	13,0
Vegetation Röhricht	%	0,0	0,0	2,8	21,3	40,0
Vegetation Schwimmblatt	%	0,0	0,0	0,0	3,3	13,2
Vegetation Σ	%	0,0	0,0	10,5	29,5	40,0
Abundanz Echter Frösche	Feh/m^2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fischbesiedlung	Kategorien	0	0	0	0	0

Gewässern handelt es sich um stark beschattete Tümpel und langsam fließende Quellbachabschnitte mit kleinen Kolken mit Stillwasserbereichen.

Die univariaten Tests zur Laichgewässerhabitatwahl (Tab. 9) ergeben für *Salamandra salamandra* sehr ähnliche Ergebnisse. *Salamandra salamandra* bevorzugt kleine, flache, kalte und von geringen Abundanzen Echter Frösche gekennzeichnete Gewässer. Bezüglich der Fischbesiedlung der Laichgewässer bestehen keine signifikanten Ergebnisse, allerdings besteht ein negativer Trend in allen Testergebnissen; in keinem der Laichgewässer konnten im Untersuchungsjahr Fische nachgewiesen werden. Die Vegetationssumme weist einen negativen Trend auf. Indifferent in der Auswahl seiner Laichgewässer verhält sich *Salamandra salamandra* im Untersuchungsgebiet bezüglich Wasserführung, Feinsedimentablagerung und der Leitfähigkeit.

Eine logistische Regression unter Berücksichtigung aller bei den univariaten Tests signifikanten und nicht interkorrelierenden Variablen ergibt ein niedriges sommerliches Temperaturmaximum als signifikante Variable (Tab. 10). Das Gesamtmodell ist signifikant ($p < ,001$) und besitzt bei einem Schwellenwert von 0,01 eine Gesamt-Vorhersagegüte bezüglich des Vorkommens oder Fehlens der Art von 91 %. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Zahl der Larvalgewässer von *Salamandra salamandra* nur 6 im Vergleich zu 195 weiteren Amphibienlaichgewässern des Untersuchungsgebietes beträgt.

Terrestrische Habitatwahl *Salamandra salamandra*

Salamandra salamandra kommt in 4 der 79 unterschiedenen Laichgewässerkomplexe vor. Aus Tab. 11 ergibt sich eine signifikante Bevorzugung von Laichgewässerkomplexen innerhalb größerer Waldflächen.

Zusammenfassung *Salamandra salamandra*

Salamandra salamandra ist im Untersuchungsgebiet an Landschaften mit bewaldeten Hanglagen und Quellaustritten an der Hangbasis gebunden. Alle Laichgewässer von *Salamandra salamandra* liegen entweder innerhalb geschlossener Waldflächen oder unmittelbar am Rand von Waldflächen in der Buchenwaldzone, die aber in bedeutenden Teilen des Untersuchungsgebietes die Fichte als vorherrschende Baumart aufweist. Die Laichgewässer sind durch kleine Flächen und Tiefen und hohe Beschattung charakterisiert. Die Deckungswerte der Vegetation sind gering, Echte Frösche und Fische fehlen in den Larvalgewässern von *Salamandra salamandra* im Untersuchungsjahr gänzlich. Als für die Laichgewässer-Habitatwahl ausschlaggebende Faktoren werden in der Folge hohe Beschattung bzw. niedrige Gewässertemperaturen, das Fehlen von Fischen und die Lage in waldreichen Landschaften gewertet.

Tab. 9: Laichgewässer-Habitatwahl von *Salamandra salamandra*. Ergebnisse univariater Testverfahren mit Präsenz (n=6) / Absenz der Art als abhängige Variable und Habitateigenschaften als unabhängigen Variablen. Die Datenbasis für den Mann - Whitney U - Test sind alle Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes des Jahres 1999, für den Wilcoxon Paar-Test die genutzten und jeweils nächstgelegenen von dieser Art nicht genutzten Amphibien-Laichgewässer des Jahres 1999. Angegeben werden jeweils die Signifikanzen der Testvariablen mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse. Feh ... Fortpflanzungseinheit (Laichballen, rufende Männchen).

Variable	Einheit	Man-Whit U-Test	Wilcoxon
Alter	Jahre	0,513	-0,317
Fläche	m^2	**-0,006**	-0,080
Wasserführung	Kategorien	0,299	-0,180
Tiefe bei Mittelwasser	cm	**-0,005**	**-0,028**
Ufertiefe	cm	**-0,002**	-0,058
Feinsedimente	cm	0,395	-0,500
Leitfähigkeit	µSiem	-0,260	-0,463
Temperatur maximal	°C	**-0,007**	**-0,046**
Besonnung	%	**0,000**	**-0,043**
Vegetationslos	%	0,097	0,345
Vegetation submers	%	-0,272	-0,655
Vegetation Röhricht	%	-0,297	0,686
Vegetation Schwimmbl	%	-0,529	-0,109
Vegetation Σ	%	-0,117	-0,463
Abundanz Frösche	Feh/m^2	**-0,002**	**-0,028**
Fischbesiedlung	Kategorien	-0,112	-0,102

Tab. 10: Laichgewässer-Habitatwahl von *Salamandra salamandra*. Ergebnisse einer logistischen Regression mit Präsenz/ Absenz von Larven als abhängige und den univariat signifikanten Habitatfaktoren als unabhängigen Variablen. Datenbasis: alle Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes. B = unstandardisierter logistischer Regressionskoeffizient, S.E. = Standard Error, FG = Freiheitsgrad.

Variable	B	S.E.	χ^2	FG	p
Temperatur max.	-0,3278	0,1383	5,6142	1	0,0178
Konstante	3,1847	2,4960			

Tab. 11: Terrestrische Makrohabitatwahl von *Salamandra salamandra* im Untersuchungsgebiet. Geprüft werden Unterschiede in der Ausbildung von terrestrischen Habitatvariablen zwischen von der Art genutzten und ungenutzten Laichgewässerkomplexen in Kreisflächen mit r = 1000 m um das Zentrum des Laichgewässerkomplexes. Angegeben wird jeweils die Signifikanz der Testvariable (Mann-Whitney-U); fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse, * steht für $p < 0,05$, ** für $p < 0,01$.

Habitattyp	p
Wald	**0,008 ****
Abbaugelände	-0,056
Offenes Kulturland	-0,098

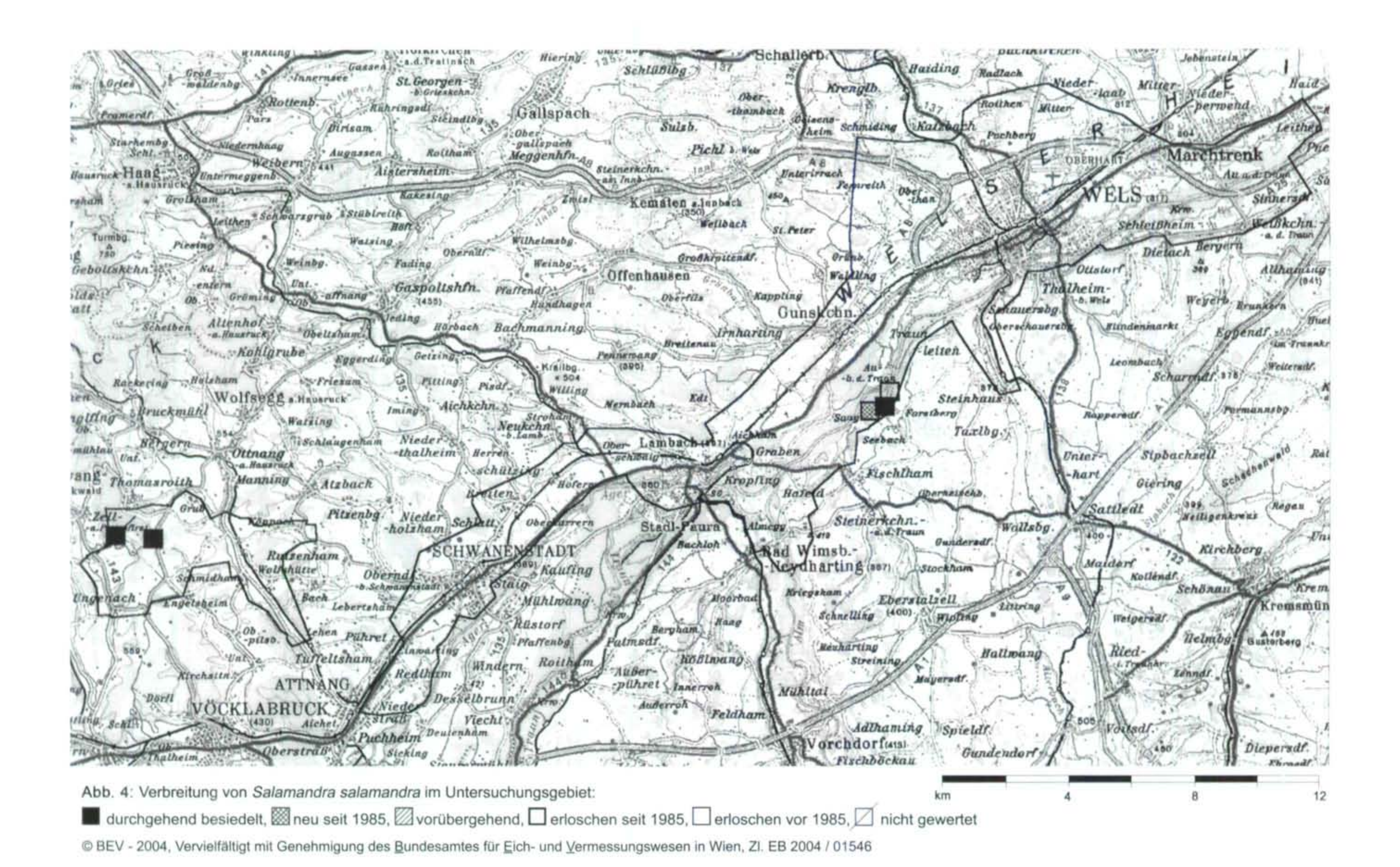


Abb. 4: Verbreitung von *Salamandra salamandra* im Untersuchungsgebiet:
■ durchgehend besiedelt, ▩ neu seit 1985, ▨ vorübergehend, □ erloschen seit 1985, □ erloschen vor 1985, ◪ nicht gewertet

4.1.2. Habitatwahl *Triturus alpestris*

Triturus alpestris besiedelt die höhergelegenen und kühleren, bewaldeten Lagen des Untersuchungsgebietes im hausruckviertler Hügelland, dem Hügelland nördlich von Wels und in den Traun – und Almauen bei Lambach (Abb. 5). Er dringt in die Randbereiche der Terrassenlandschaften der Traun und Ager vor, fehlt aber in der offenen Terrassenlandschaft der Ager, in der Welser Heide und im Großteil der Traun - Austufe. Bei der Bewertung der folgenden Ergebnisse muss daher berücksichtigt werden, dass *Triturus alpestris* mit hoher Wahrscheinlichkeit aus klimatischen Gründen nicht gleichmäßig im Untersuchungsgebiet verbreitet ist.

Laichgewässer-Habitatwahl *Triturus alpestris*

Die Laichgewässer von *Triturus alpestris* (Tab. 12) sind zu 80 % älter als 15 Jahre. Er besiedelt kleine bis mittelgroße, stehende Kleingewässer; die Hälfte der Gewässer ist kleiner als 100 m^2. Zwei Drittel der Gewässer haben eine Maximaltiefe von 50 cm oder weniger; jedoch in einem fischfreien Löschteich mit der größten Laichpopulationen des Untersuchungsgebietes beträgt die Tiefe mehr als 150 cm. Nur 20 % der Laichgewässer trocknen im Schnitt jährlich aus, 50 % der Gewässer in der Regel nie. Die Leitfähigkeit in den Laichgewässern von *Triturus alpestris* liegt niedriger als in denjenigen der anderen Amphibienarten. Besonnung und Maximaltemperatur erreichen etwas niedrigere Werte als bei den anderen Arten der Gattung *Triturus*. Die Vegetationsdeckungswerte liegen wie für *Triturus* hoch, wobei die Werte für *Triturus alpestris* etwas gegenüber den anderen Arten abfallen. Die Abundanz Echter Frösche liegt in den Laichgewässern aller Molcharten ebenfalls relativ hoch, die Werte für die Laichgewässer von *Triturus alpestris* fallen diesbezüglich im Vergleich zu den anderen Arten deutlich ab. Fische konnten 1999 in einem einzigen, aber vegetationsreichen Laichgewässer von *Triturus alpestris* festgestellt werden.

Die univariaten Tests zur Habitatwahl zeigen signifikante Ergebnisse (Tab. 13) bezüglich Leitfähigkeit (-), Vegetation (+) und Fischen (-). Niedrige Leitfähigkeit, hohe Vegetationswerte und das Fehlen von Fischen charakterisieren die Laichgewässer des Bergmolches. Innerhalb seines engeren Verbreitungsgebietes im Untersuchungsgebiet, das durch den Wilcoxon-Paartest am besten erfasst ist, zeigt sich auch eine Bevorzugung kleiner Laichgewässer. In seinen Laichgewässern ist die Populationsgröße des Bergmolches negativ mit der Abundanz Echter Frösche und der Vegetationssumme korreliert (Spearman Korrelation, $p = 0{,}029$ bzw. $p = 0{,}049$), bezüglich geringer Besonnung besteht ein starker Trend (Spearman Korrelation, $p = 0{,}057$). Da die Populationsgrößen des Bergmolches nicht ausreichend gut erfasst scheinen und die Zahl der besiedelten Gewässer relativ gering ist, wird diesen Befunden vorerst aber nur eine eingeschränkte Bedeutung beigemessen.

Eine logistische Regression (Tab. 14), basierend auf einen Vergleich der Laichgewässer von *Triturus alpestris* mit den nächstgelegenen unbesiedelten Kleingewässern, ergibt ein signifikantes Modell ($p < 0{,}01$); Vegetationssumme und die Leitfähigkeit sind die signifikanten Variablen und damit die Prädiktoren für das Vorkommen von *Triturus alpestris*. Bei der Berücksichtigung aller von *Triturus*

Tab. 12: Habitatwahl von *Triturus alpestris*. Charakterisierung der Laichgewässer des Jahres 1999 (n=15); Minimum, Maximum, Median und Quartile der untersuchten Variablen. Feh ... Fortpflanzungseinheit (rufende Männchen, Laichballen).

Variable	Einheit	Minimum	Quartil 25%	Median	Quartil 75%	Maximum
Alter	Jahre	5,0	15,0	15,0	15,0	15,0
Fläche	m^2	16,0	45,0	101,0	150,0	500,0
Wasserführung	Kategorien	1	2	2	3	3
Tiefe bei Mittelwasser	cm	12,0	17,0	40,0	71,0	150,0
Ufertiefe	cm	11,0	13,0	21,0	40,0	150,0
Feinsedimentablagerungen	cm	0,0	5,0	12,0	24,0	50,0
Leitfähigkeit	µSiem	38,0	191,0	284,0	393,0	533,0
Temperatur maximal	°C	14,4	17,9	20,5	24,2	30,1
Besonnung	%	5,0	5,0	30,0	80,0	100,0
Vegetationslos	%	0,0	21,4	50,0	84,7	100,0
Vegetation submers	%	0,0	0,0	6,3	17,9	66,7
Vegetation Röhricht	%	0,0	0,0	1,7	42,7	100,0
Vegetation Schwimmblatt	%	0,0	0,0	13,2	49,5	100,0
Vegetation Σ	%	4,0	21,0	54,0	85,0	100,0
Abundanz Echter Frösche	Feh/m^2	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4
Fischbesiedlung	Kategorien	0	0	0	0	2

alpestris ungenutzten Amphibienlaichgewässer ergibt sich ein ähnliches Ergebnis, allerdings verbleibt die Vegetationssumme knapp über dem Signifikanzniveau. Auch hier muss das Missverhältnis zwischen genutzten (n = 15) und ungenutzten Gewässern (n = 186) beachtet werden. Die multivariaten Tests ergeben für *Triturus alpestris* eine übergeordnete Bedeutung der Vegetationsentwicklung in den Gewässern, zudem eine Bevorzugung von Gewässern mit niedriger Leitfähigkeit, dazu siehe auch die Zusammenfassung.

Terrestrische Habitatwahl von *Triturus alpestris*

Triturus alpestris kommt in 17 der 79 unterschiedenen Laichgewässerkomplexe vor. Aus Tabelle 15 wird eine signifikante Bevorzugung von Laichgewässerkomplexen, die größere Waldflächen in ihrem Umland aufweisen, sichtbar. *Triturus alpestris* besiedelt im Untersuchungsgebiet waldreiche Flächen in den höheren Lagen und die kühlfeuchten Auen in den flussaufwärtigen Bereichen.

Zusammenfassung *Triturus alpestris*

Triturus alpestris besiedelt fischfreie und struktur- bzw. vegetationsreiche, stehende Kleingewässer. Die Bevorzugung von Gewässern mit geringer Leitfähigkeit dürfte durch sein Vorkommen in den weniger basischen Gewässern des Hausruckgebiets und mit dem klimatisch-mitbedingten Meiden der stark basischen, grundwassergeprägten Gewässer großer Teile der Traunauen verursacht sein. Bei allen anderen Faktoren, inklusive Temperatur und Besonnung, konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Die Laichgewässerkomplexe dieser Art liegen aber bevorzugt im Bereich größerer Waldflächen. Als primär bedeutende Faktoren werden für die weitere Auswertung die Ausbildung der Vegetation in den Gewässern und das Fehlen von Fischen sowie die Lage im Bereich von größeren Waldflächen gewertet.

Tab. 13: Laichgewässer - Habitatwahl von *Triturus alpestris*. Ergebnisse univariater Testverfahren mit Präsenz (n=15) / Absenz der Art als abhängige Variable und Habitateigenschaften als unabhängigen Variablen. Zur Datenbasis siehe Tab. 9, Kapitel 4.1.1. Angegeben werden jeweils die Signifikanzen der Testvariablen mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse. Feh ... Fortpflanzungseinheit (Laichballen, rufende Männchen).

Variable	Einheit	Man-Whit U-Test	Wilcoxon
Alter	Jahre	0,383	-0,785
Fläche	m^2	-0,809	**-0,031**
Wasserführung	Kategorien	0,590	-0,417
Tiefe bei Mittelwasser	cm	0,872	-0,733
Ufertiefe	cm	-0,740	0,776
Feinsedimente	cm	0,527	0,506
Leitfähigkeit	µSiem	**0,000**	-0,125
Temperatur maximal	°C	-0,242	-0,286
Besonnung	%	-0,360	-0,126
Vegetationslos	%	-0,118	**-0,027**
Vegetation submers	%	0,414	**0,012**
Vegetation Röhricht	%	-0,168	0,722
Vegetation Schwimmbl	%	**0,002**	0,066
Vegetation Σ	%	0,105	**0,015**
Abundanz Frösche	Feh/m^2	-0,783	-0,470
Fischbesiedlung	Kategorien	**-0,038**	**-0,017**

Tab. 14: Laichgewässer-Habitatwahl von *Triturus alpestris*. Ergebnisse einer logistischen Regression mit Präsenz/Absenz von Larven als abhängige und den univariat signifikanten Habitatfaktoren als unabhängigen Variablen. Datenbasis: alle Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes. B = unstandardisierter logistischer Regressionskoeffizient, S.E. = Standard Error, FG = Freiheitsgrad.

Variable	B	S.E.	χ^2	FG	p
Vegetation Σ	0,0365	0,0156	5,4855	1	0,0192
Leitfähigkeit	-0,0101	0,0050	4,1299	1	0,0421
Konstante	1,9185	1,4302			

Tab. 15: Terrestrische Makrohabitatwahl von *Triturus alpestris* im Untersuchungsgebiet. Geprüft werden Unterschiede in der Ausbildung von terrestrischen Habitatvariablen zwischen von der Art genutzten und ungenutzten Laichgewässerkomplexen in Kreisflächen mit r = 1000 m um das Zentrum des Laichgewässerkomplexes. Angegeben wird jeweils die Signifikanz der Testvariable (Mann-Whitney-U) mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse, * steht für $p < 0,05$, ** für $p < 0,01$.

Habitattyp	p
Wald	**0,024** *
Abbaugelände	-0,095
Offenes Kulturland	0,739

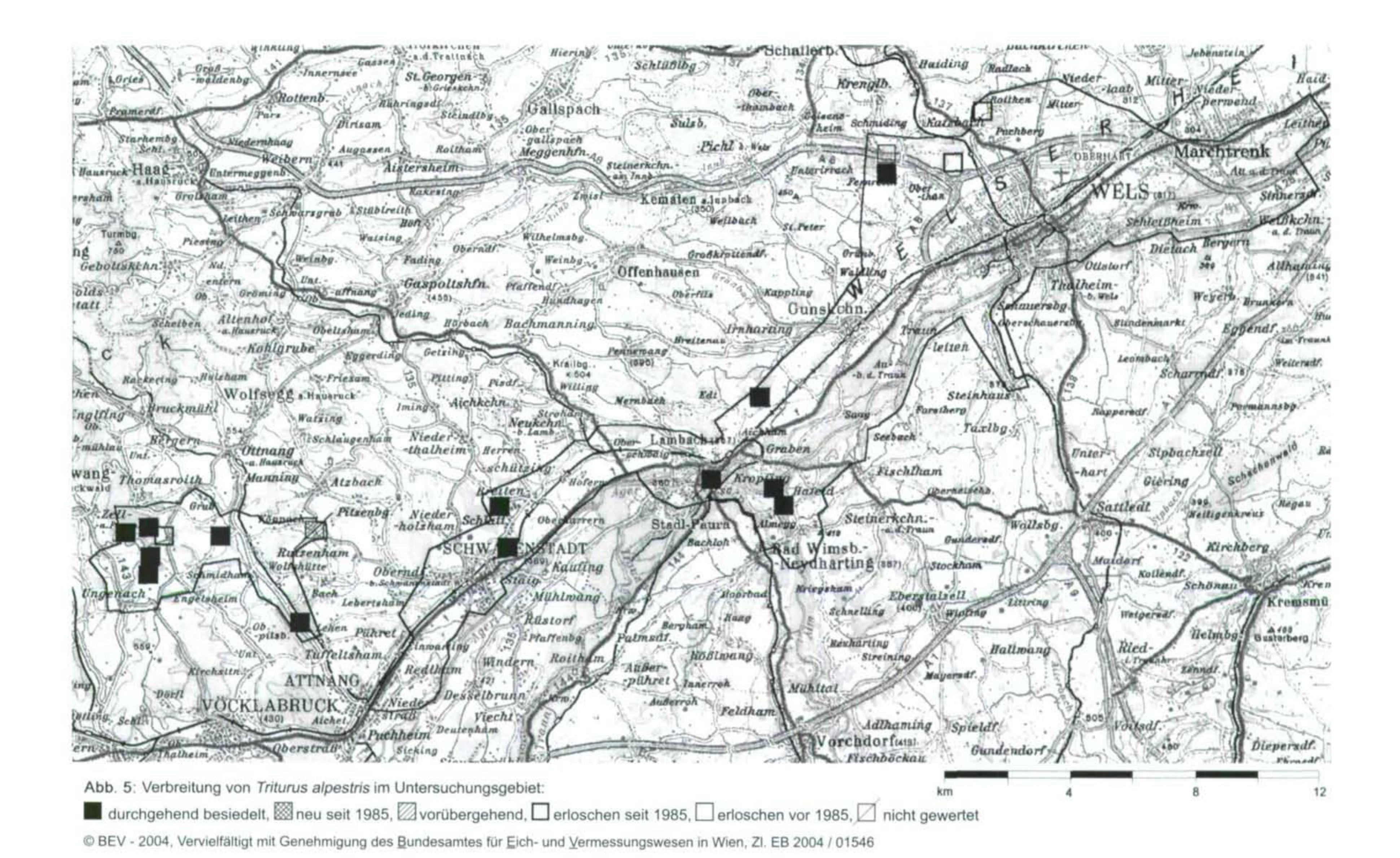


Abb. 5: Verbreitung von *Triturus alpestris* im Untersuchungsgebiet:

■ durchgehend besiedelt, ▩ neu seit 1985, ▨ vorübergehend, □ erloschen seit 1985, □ erloschen vor 1985, ⧄ nicht gewertet

4.1.3. Habitatwahl *Triturus carnifex*

Triturus carnifex ist im Untersuchungsgebiet weit verbreitet und fehlt nur in den offenen, waldfreien Teilen der Welser Heide. Wenn man die naturnahen Teile der Traunauen ausnimmt, ist er aber nur noch reliktär verbreitet und kommt in isolierten, zumeist individuenschwachen Laichpopulationen vor (Abb. 6). Im hausruckviertler Hügelland gilt er seit unmittelbar vor Beginn dieser Untersuchungsperiode als verschollen (SCHUSTER 1994).

Laichgewässer-Habitatwahl *Triturus carnifex*

Triturus carnifex besiedelt alte, eher klein dimensionierte, zu gleichen Anteilen temporäre wie permanente, stehende Kleingewässer (Tab. 16). Die Gewässer sind durch Vegetation reich strukturiert, er kommt zu 90 % vergesellschaftet mit Braunfröschen vor. Nur in 5 der 27 Laichgewässer von *Triturus carnifex* konnten im Untersuchungsjahr 1999 Fische, allerdings nur in geringen Dichten, festgestellt werden.

Die univariaten Testverfahren (Tab. 17) ergeben folgende durchgehende Präferenzen für die Laichgewässerwahl von *Triturus carnifex*: Gute Ausbildung der Vegetation, insbesondere der submersen Vegetation, Vorkommen von Echten Fröschen und Fehlen von Fischen. Die Präferenz für alte Gewässer deutet darauf hin, dass die Vorkommen von *Triturus carnifex* in Bereichen mit vergleichsweise stabilem Gewässerangebot ihren Schwerpunkt besitzen (Traunauen).

Die logistische Regression in Tab. 18 basiert auf einem Vergleich der von *Triturus carnifex* zur Fortpflanzung genutzten und ungenutzten Amphibien-Laichgewässer des

Tab. 17: Laichgewässer-Habitatwahl von *Triturus carnifex*. Ergebnisse univariater Testverfahren mit Präsenz (n=27) / Absenz der Art als abhängige Variable und Habitateigenschaften als unabhängigen Variablen. Zur Datenbasis siehe Tab. 9, Kapitel 4.1.1. Angegeben werden jeweils die Signifikanzen der Testvariablen mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse. Feh ... Fortpflanzungseinheit (Laichballen, rufende Männchen).

Variable	Einheit	Man-Whit U-Test	Wilcoxon
Alter	Jahre	**0,035**	0,786
Fläche	m^2	0,942	-0,285
Wasserführung	Kategorien	-0,350	-0,470
Tiefe bei Mittelwasser	cm	0,153	0,619
Ufertiefe	cm	0,067	0,939
Feinsedimente	cm	0,451	-0,623
Leitfähigkeit	µSiem	0,072	0,628
Temperatur maximal	°C	0,961	0,053
Besonnung	%	-0,760	0,103
Vegetationslos	%	**0,000**	-0,136
Vegetation submers	%	**0,000**	**0,030**
Vegetation Röhricht	%	**0,009**	0,710
Vegetation Schwimmbl	%	0,139	0,178
Vegetation Σ	%	**0,000**	**0,050**
Abundanz Frösche	Feh/m^2	**0,001**	**0,003**
Fischbesiedlung	Kategorien	-0,113	**-0,006**

Tab. 16: Habitatwahl von *Triturus carnifex*. Charakterisierung der Laichgewässer des Jahres 1999 (n=27); Minimum, Maximum, Median und Quartile der untersuchten Variablen. Feh ... Fortpflanzungseinheit (rufende Männchen, Laichballen).

Variable	Einheit	Minimum	Quartil 25%	Median	Quartil 75%	Maximum
Alter	Jahre	3,0	15,0	15,0	15,0	15,0
Fläche	m^2	13,0	33,0	100,0	196,0	2000,0
Wasserführung	Kategorien	1	1	2	3	3
Tiefe bei Mittelwasser	cm	10,0	35,0	50,0	64,0	100,0
Ufertiefe	cm	10,0	25,0	30,0	36,0	46,0
Feinsedimentablagerungen	cm	0,0	4,0	12,0	30,0	80,0
Leitfähigkeit	µSiem	226,0	451,0	565,0	598,0	719,0
Temperatur maximal	°C	17,1	19,6	22,7	24,3	26,7
Besonnung	%	10,0	25,0	45,0	60,0	100,0
Vegetationslos	%	0,0	5,0	34,2	79,5	97,4
Vegetation submers	%	0,0	0,0	15,0	60,0	100,0
Vegetation Röhricht	%	0,0	5,0	20,0	42,7	95,0
Vegetation Schwimmblatt	%	0,0	0,0	0,0	30,0	100,0
Vegetation Σ	%	3,0	30,0	70,0	104,0	230,0
Abundanz Echter Frösche	Feh/m^2	0,0	0,0	0,2	0,4	1,5
Fischbesiedlung	Kategorien	0	0	0	0	3

Untersuchungsgebietes (Tab. 18). In einem insgesamt signifikanten Modell ($p < 0,001$) verbleibt die Vegetationssumme als einzige signifikant ausgebildete Variable.

Die logistische Regression in Tab. 19 basiert auf einem Vergleich der von *Triturus carnifex* genutzten und den jeweils nächstgelegenen, ungenutzten Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes (Tab. 19). Das Modell ist insgesamt signifikant ($p < 0,01$); es verbleiben das Ausmaß der Fischbesiedlung (-) und die Vegetationssumme bzw. die Abundanz Echter Frösche (jeweils +) als signifikante Variablen im Modell. Vegetationssumme und Abundanz Echter Frösche interkorrelieren stark ($p < 0,05$ Spearman - Korrelation) und ergeben jeweils signifikante Zusammenhänge; in Tab. 19 ist die Vegetationssumme angegeben, da angenommen wird, dass hier eher ein ursächlicher Zusammenhang vorliegt.

Terrestrische Habitatwahl *Triturus carnifex*

Triturus carnifex kommt in 20 der 79 unterschiedenen Laichgewässerkomplexe vor. Aus Tab. 20 wird ein Trend zu waldreicheren Laichgewässerkomplexen ersichtlich.

Zusammenfassung *Triturus carnifex*

Triturus carnifex besiedelte ursprünglich den Großteil des Untersuchungsgebietes, außerhalb der naturnahe verbliebenen Teile der Traunauen kommt er aber rezent nur noch reliktär verbreitet vor. Er besiedelt bevorzugt gut bewachsene, fischfreie, oft temporäre Kleingewässer der Augebiete mit hohen Dichten von *Rana dalmatina*. Außerhalb der Auen besiedelt er Fischteichkomplexe mit einzelnen aus der Nutzung genommenen Teichen, eutrophe, verwachsene Bauernteiche im Grünland, Lehmgrubengewässer und neuerdings auch Gartenteiche. Der übergeordnete Faktor, der negativ über sein Vorkommen bestimmt, ist das Vorkommen von Fischen in seinen Laichgewässern. Daneben oder eventuell auch in Zusammenhang damit spielen Vegetationssumme und Abundanzen Echter Frösche eine bedeutende, positive Rolle. Für die weitere Auswertung werden die Vegetationssumme und das Vorkommen von Fischen vorrangig berücksichtigt. Bezüglich der terrestrischen Makrohabitate ergibt sich ein starker Trend zur Besiedlung waldreicher Landschaften.

Tab. 18: Laichgewässer-Habitatwahl von Triturus carnifex. Ergebnisse einer logistischen Regression a mit Präsenz/Absenz von Larven als abhängige und den univariat signifikanten Habitatfaktoren als unabhängigen Variablen. Datenbasis: alle Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes. B = unstandardisierter logistischer Regressionskoeffizient, S.E. = Standard Error, FG = Freiheitsgrad.

Variable	B	S.E.	χ^2	FG	p
Vegetation Σ	0,0167	0,0043	15,1949	1	0,0001
Konstante	-2,7980	0,3580			

Tab. 19: Laichgewässer-Habitatwahl von *Triturus carnifex*. Ergebnisse einer logistischen Regression b mit Präsenz/Absenz von Larven als abhängige und den univariat signifikanten Habitatfaktoren als unabhängigen Variablen. Datenbasis: genutzte und nächstgelegene ungenutzte Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes. B = unstandardisierter logistischer Regressionskoeffizient, S.E. = Standard Error, FG = Freiheitsgrad.

Variable	B	S.E.	χ^2	FG	p
Fischbesiedlung	-0,7327	0,3057	5,7434	1	0,0166
Vegetation Σ	0,0153	0,0075	4,1833	1	0,0408
Konstante	-0,3938	0,5585			

Tab. 20: Terrestrische Makrohabitatwahl von *Triturus carnifex* im Untersuchungsgebiet. Geprüft werden Unterschiede in der Ausbildung von terrestrischen Habitatvariablen zwischen von der Art genutzten und ungenutzten Laichgewässerkomplexen in Kreisflächen mit r = 1000 m um das Zentrum des Laichgewässerkomplexes. Angegeben wird jeweils die Signifikanz der Testvariable (Mann-Whitney-U) mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse, * steht für $p < 0,05$, ** für $p < 0,01$.

Habitattyp	p
Wald	0,077
Abbaugelände	-0,279
Offenes Kulturland	-0,180

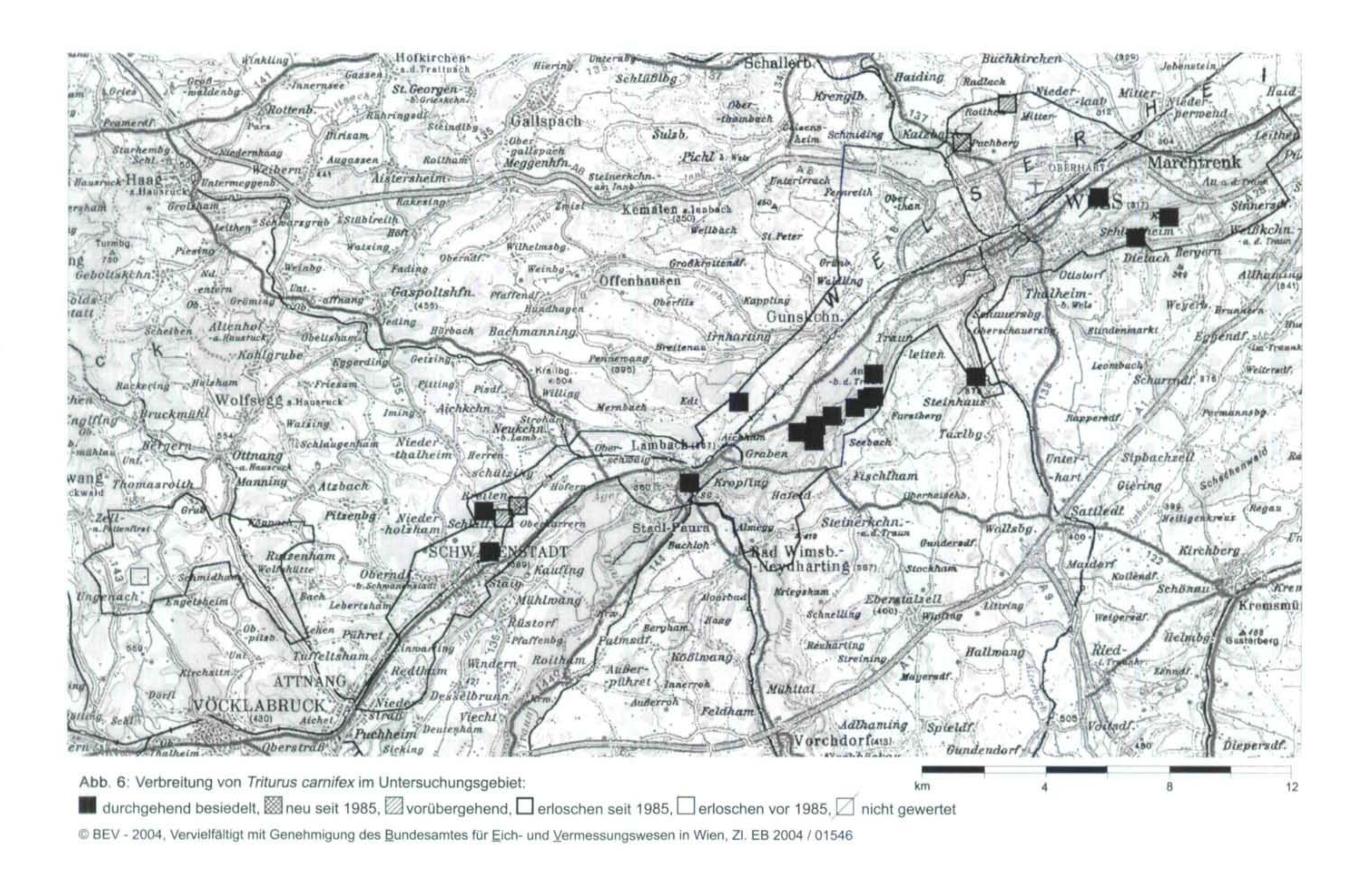


Abb. 6: Verbreitung von *Triturus carnifex* im Untersuchungsgebiet:
■ durchgehend besiedelt, ▩ neu seit 1985, ▨ vorübergehend, □ erloschen seit 1985, □ erloschen vor 1985, ◪ nicht gewertet

4.1.4. Habitatwahl *Triturus vulgaris*

Triturus vulgaris ist im Untersuchungsgebiet von den höher gelegenen Lagen des hausruckviertler Hügellandes über die waldarmen Terrassenlandschaften bis in die Traun - Austufe gleichmäßig verbreitet (Abb. 7).

Laichgewässer-Habitatwahl *Triturus vulgaris*

Triturus vulgaris besiedelt von wenigen Quadratmeter großen Lehmpfützen bis zu großen Fischteichen und Augewässern alle Typen von stehenden Kleingewässern im Untersuchungsgebiet. Gewässertemperatur beziehungsweise Besonnung sind wenig bedeutend für die Habitatwahl im Untersuchungsgebiet; er besiedelt vollständig beschattete Gewässer in den höheren Lagen genauso wie die am meisten sonnenexponierten Gewässer in waldarmer Landschaft der niedrigen Lagen. Die Dimensionierung der Gewässer scheint eine untergeordnete Bedeutung zu besitzen, auch wenn vergleichsweise (siehe Abb. 17, Kapitel 4.2.2.) kleinflächige Gewässer besiedelt werden. Gute Ausbildung der Vegetation, hohe Abundanzen Echter Frösche und geringe Fischbesiedlung charakterisieren die Laichgewässer von *Triturus vulgaris*.

Bei einem Vergleich der von *Triturus vulgaris* genutzten mit den ungenutzten Gewässern ergibt sich eine Bevorzugung von vegetationsreichen Gewässern mit hohen Abundanzen Echter Frösche und Fehlen von Fischen (siehe Tab. 22).

Bei einer logistischen Regression unter Einbeziehung aller univariaten, nicht-interkorrelierenden Habitatvariablen

Tab. 22: Laichgewässer-Habitatwahl von *Triturus vulgaris*. Ergebnisse univariater Testverfahren mit Präsenz (n=49) / Absenz der Art als abhängige Variable und Habitateigenschaften als unabhängigen Variablen. Die Datenbasis für den Mann - Whitney U - Test sind alle Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes des Jahres 1999. Angegeben werden jeweils die Signifikanzen der Testvariablen mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse. Feh ... Fortpflanzungseinheit (Laichballen, rufende Männchen).

Variable	Einheit	Man-Whit U-Test
Alter	Jahre	-0,830
Fläche	m^2	-0,377
Wasserführung	Kategorien	-0,902
Tiefe bei Mittelwasser	cm	0,303
Ufertiefe	cm	0,275
Feinsedimente	cm	0,263
Leitfähigkeit	µSiem	-0,674
Temperatur maximal	°C	-0,605
Besonnung	%	-0,561
Vegetationslos	%	**0,000**
Vegetation submers	%	**0,000**
Vegetation Röhricht	%	0,495
Vegetation Schwimmbl	%	**0,001**
Vegetation Σ	%	**0,000**
Abundanz Frösche	Feh/m^2	**0,002**
Fischbesiedlung	Kategorien	**-0,003**

Tab. 21: Habitatwahl von *Triturus vulgaris*. Charakterisierung der Laichgewässer des Jahres 1999 (n=49); Minimum, Maximum, Median und Quartile der untersuchten Variablen. Feh ... Fortpflanzungseinheit (rufende Männchen, Laichballen).

Variable	Einheit	Minimum	Quartil 25%	Median	Quartil 75%	Maximum
Alter	Jahre	1,0	9,0	15,0	15,0	15,0
Fläche	m^2	4,0	33,0	79,0	191,5	3250,0
Wasserführung	Kategorien	1	1	2	3	3
Tiefe bei Mittelwasser	cm	5,0	27,5	45,0	63,5	150,0
Ufertiefe	cm	5,0	19,3	28,0	36,0	150,0
Feinsedimentablagerungen	cm	0,0	4,0	12,0	29,0	55,0
Leitfähigkeit	µSiem	38,0	350,0	482,0	594,5	995,0
Temperatur maximal	°C	14,4	19,4	22,0	24,3	31,0
Besonnung	%	5,0	20,0	45,0	70,0	100,0
Vegetationslos	%	0,0	4,1	31,3	76,4	100,0
Vegetation submers	%	0,0	0,0	13,2	68,3	100,0
Vegetation Röhricht	%	0,0	1,8	6,7	30,2	100,0
Vegetation Schwimmblatt	%	0,0	0,0	0,0	23,6	100,0
Vegetation Σ	%	0,0	28,0	75,0	100,0	230,0
Abundanz Echter Frösche	Feh/m^2	0,0	0,0	0,1	0,3	1,8
Fischbesiedlung	Kategorien	0	0	0	0	3

verbleiben in einem signifikantem Modell ($p < 0,001$) die Variablen Vegetationssumme (+) und Fische 1999 (-) (Tab. 23).

Terrestrische Habitatwahl *Triturus vulgaris*

Triturus vulgaris kommt in 49 der 79 unterschiedenen Laichgewässerkomplexe vor. Es besteht ein vergleichsweise schwacher Trend zur bevorzugten Besiedlung von Laichgewässerkomplexen mit größeren Waldflächen und Abbaugebieten (Tab. 24). Flächen mit waldfreiem, offenem Kulturland sind um die besiedelten Gewässerkomplexe hingegen geringer ausgebildet.

Zusammenfassung *Triturus vulgaris*

Vegetationsreiche Gewässer sind die bevorzugten Laichgewässer von *Triturus vulgaris*. Weiters sind diese Gewässer durch hohe Abundanzen Echter Frösche und das Fehlen von Fischen charakterisiert. Als terrestrisches Makrohabitat wirkt offenes Kulturland ungünstig, weiters besteht ein Trend zur Besiedlung vergleichsweise waldreicher Teile des Untersuchungsgebietes.

Tab. 23: Laichgewässer-Habitatwahl von *Triturus vulgaris*. Ergebnisse einer logistischen Regression mit Präsenz/Absenz von Larven als abhängige und den univariat signifikanten Habitatfaktoren als unabhängigen Variablen. Datenbasis: alle Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes. B = unstandardisierter logistischer Regressionskoeffizient, S.E. = Standard Error, FG = Freiheitsgrad.

Variable	B	S.E.	χ^2	FG	p
Vegetation Σ	0,0190	0,0042	20,8310	1	0,0000
Fischbesiedlung	-0,5565	0,2084	7,1305	1	0,0076
Konstante	-1,8080	0,2964			

Tab. 24: Terrestrische Makrohabitatwahl von *Triturus vulgaris* im Untersuchungsgebiet. Geprüft werden Unterschiede in der Ausbildung von terrestrischen Habitatvariablen zwischen von der Art genutzten und ungenutzten Laichgewässerkomplexen in Kreisflächen mit r = 1000 m um das Zentrum des Laichgewässerkomplexes. Angegeben wird jeweils die Signifikanz der Testvariable (Mann-Whitney-U) mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse, * steht für $p < 0,05$, ** für $p < 0,01$.

Habitattyp	p
Wald	0,159
Abbaugelände	0,187
Offenes Kulturland	**-0,026** *

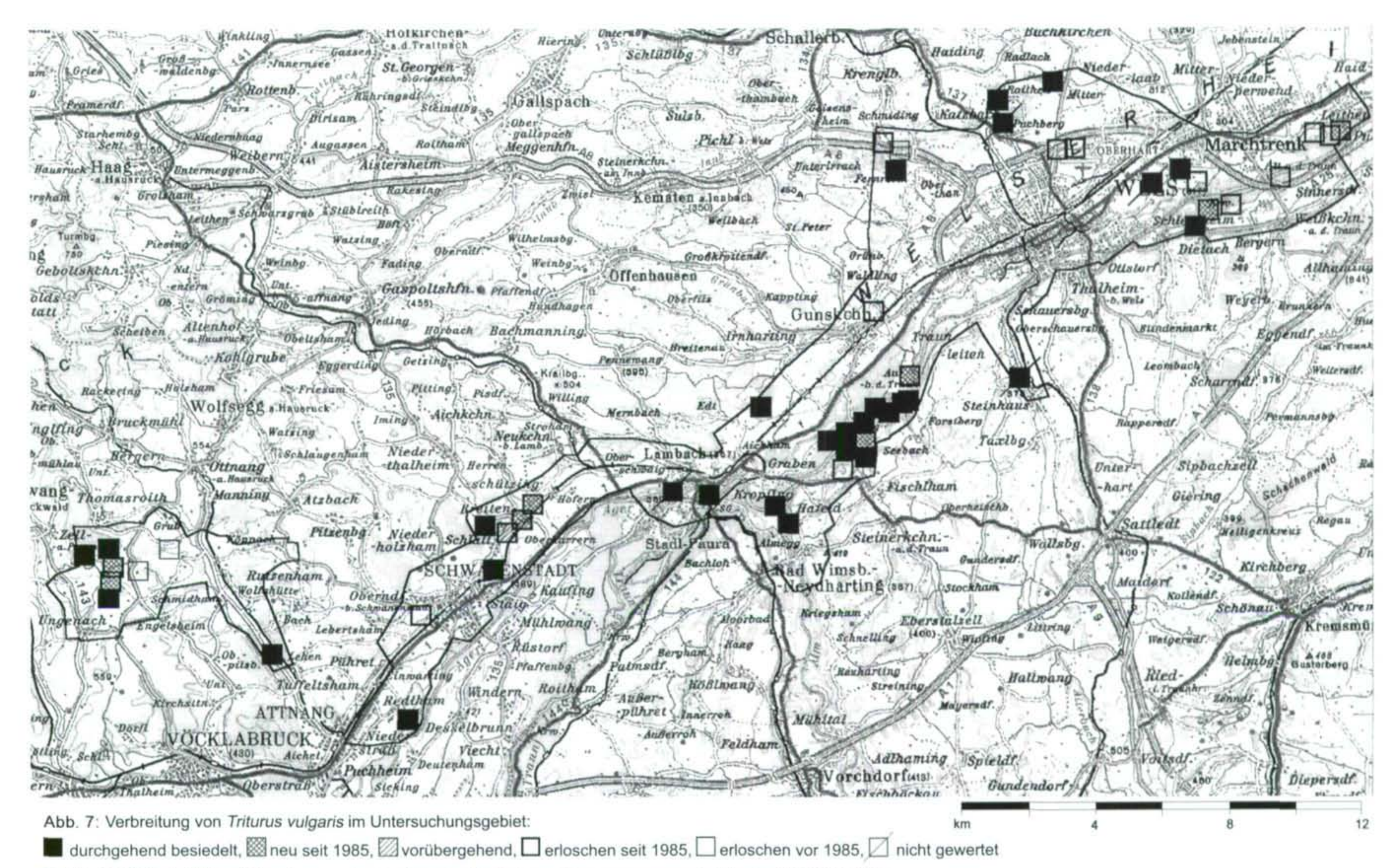


Abb. 7: Verbreitung von *Triturus vulgaris* im Untersuchungsgebiet:

■ durchgehend besiedelt, ▩ neu seit 1985, ▨ vorübergehend, □ erloschen seit 1985, □ erloschen vor 1985, ▱ nicht gewertet

km 4 8 12

4.1.5. Habitatwahl *Bombina variegata*

Bombina variegata besiedelte zumindest ursprünglich alle Landschaftsteile des Untersuchungsgebietes mit Einschränkung der offenen, sonnenexponierten und waldfreien Teile der Welser Heide (Abb. 8).

Laichgewässer-Habitatwahl *Bombina variegata*

Die Laichgewässer von *Bombina variegata* sind durch zahlreiche im Vergleich mit anderen Arten abweichende Merkmale gekennzeichnet. Sie sind in der überwiegenden Zahl jung, temporär, sehr klein und warm. Die Vegetation ist schwach ausgebildet, wobei als Folge der oft geringen Flächenausdehnung der Gewässer auch randliche Vegetation, oft Grasvegetation größere Teile des Gewässers überdecken kann. Abundanzen Echter Frösche sind niedrig, in den meisten dieser Gewässer fehlen Echte Frösche, in allen fehlen Fische (Tab. 25).

Die Ergebnisse der univariaten Tests ergeben für *Bombina variegata* eine Bevorzugung junger, gering dimensionierter, stark besonnter Gewässer, mit sehr geringen Abundanzen bzw. Fehlen von Echten Fröschen und Fischen (Tab. 26).

Eine logistische Regression ergibt die Variablen Alter und Gewässertemperaturen als Prädiktoren der von *Bombina variegata* genutzten Kleingewässer des Untersuchungsgebietes (Tab. 27). Die Fläche interkorreliert mit dem Alter, bei Nichtberücksichtigung des Alters wird auch die Bedeutung der Fläche signifikant (-). Alle genannten Variablen tragen zur Gesamtsignifikanz des Modells bei ($p < 0{,}001$).

Tab. 26: Laichgewässer-Habitatwahl von *Bombina variegata*. Ergebnisse univariater Testverfahren mit Präsenz (n=24) / Absenz der Art als abhängige Variable und Habitateigenschaften als unabhängigen Variablen. Zur Datenbasis siehe Tab. 9, Kapitel 4.1.1. Angegeben werden jeweils die Signifikanzen der Testvariablen mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse. Feh ... Fortpflanzungseinheit (Laichballen, rufende Männchen).

Variable	Einheit	Man-Whit U-Test	Wilcoxon
Alter	Jahre	**0,000**	**-0,001**
Fläche	m²	**-0,001**	-0,128
Wasserführung	Kategorien	**0,000**	-0,071
Tiefe bei Mittelwasser	cm	**-0,001**	-0,086
Ufertiefe	cm	**-0,014**	-0,457
Feinsedimente	cm	-0,057	-0,909
Leitfähigkeit	µSiem	0,828	-0,149
Temperatur maximal	°C	**0,000**	**0,009**
Besonnung	%	**0,000**	**0,002**
Vegetationslos	%	0,651	0,709
Vegetation submers	%	-0,247	-0,155
Vegetation Röhricht	%	0,973	0,204
Vegetation Schwimmbl	%	-0,080	-0,109
Vegetation Σ	%	-0,488	-0,506
Abundanz Frösche	Feh/m²	**0,000**	**-0,007**
Fischbesiedlung	Kategorien	**-0,001**	**-0,024**

Tab. 25: Habitatwahl von *Bombina variegata*. Charakterisierung der Laichgewässer des Jahres 1999 (n=24); Minimum, Maximum, Median und Quartile der untersuchten Variablen. Feh ... Fortpflanzungseinheit (rufende Männchen, Laichballen).

Variable	Einheit	Minimum	Quartil 25%	Median	Quartil 75%	Maximum
Alter	Jahre	1,0	1,0	4,5	9,8	15,0
Fläche	m²	3,0	9,3	32,0	83,8	1500,0
Wasserführung	Kategorien	1	1	1	2	3
Tiefe bei Mittelwasser	cm	5,0	8,0	13,5	37,8	150,0
Ufertiefe	cm	7,0	10,3	13,5	29,8	71,0
Feinsedimentablagerungen	cm	0,5	2,0	6,0	10,3	25,0
Leitfähigkeit	µSiem	76,0	400,8	480,0	668,3	751,0
Temperatur maximal	°C	16,9	22,5	27,2	31,0	33,3
Besonnung	%	10,0	45,0	90,0	100,0	100,0
Vegetationslos	%	0,0	30,3	83,7	99,1	100,0
Vegetation submers	%	0,0	0,0	0,0	4,3	75,0
Vegetation Röhricht	%	0,0	0,0	6,9	37,5	100,0
Vegetation Schwimmblatt	%	0,0	0,0	0,0	0,0	25,0
Vegetation Σ	%	0,0	1,1	16,5	69,8	100,0
Abundanz Echter Frösche	Feh/m²	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
Fischbesiedlung	Kategorien	0	0	0	0	0

Terrestrische Habitatwahl *Bombina variegata*

Bombina variegata kommt in 32 der 79 unterschiedenen Laichgewässerkomplexe vor. Aus Tab. 28 wird eine signifikante Bevorzugung von Laichgewässerkomplexen in den waldreicheren Teilen des Untersuchungsgebietes offensichtlich.

Zusammenfassung *Bombina variegata*

Eine große Zahl an Variablen, die in den genutzten und ungenutzten Amphibienlaichgewässern stark abweichend realisiert sind, weisen *Bombina variegata* als eine stark selektierende, spezialisierte Amphibienart des Untersuchungsgebietes aus. Die bevorzugten Laichgewässer zeigen ein geringes Alter, sind seicht, kleinflächig, temporär, warm und liegen im Bereich von größeren Waldflächen. Gewässer mit hohen Abundanzen Echter Frösche werden gemieden, desgleichen Gewässer mit Fischvorkommen. *Bombina variegata* erscheint als eine konkurrenzschwache Art, deren Habitatwahl durch Vorkommen anderer Amphibienarten stark mitbestimmt wird. Für die weitere Auswertung wird als bestimmende Faktorenkonstellation für die Laichgewässer-Habitatwahl von *Bombina variegata* eine Kombination aus geringem Alter, geringer Dimensionierung, temporärer Wasserführung und hoher Sonneneinstrahlung gewertet; eine Konstellation, die eine dauerhafte Besiedlung durch Fische und Echte Frösche verhindert.

Tab. 27: Laichgewässer-Habitatwahl von *Bombina variegata*. Ergebnisse einer logistischen Regression mit Präsenz/Absenz von Larven als abhängige und den univariat signifikanten Habitatfaktoren als unabhängigen Variablen. Datenbasis: alle Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes. B = unstandardisierter logistischer Regressionskoeffizient, S.E. = Standard Error, FG = Freiheitsgrad.

Variable	B	S.E.	χ^2	FG	p
Alter	-0,2225	0,0565	15,4886	1	0,0001
Temperatur max.	0,1729	0,0684	6,3824	1	0,0115
Fläche	-0,0031	0,0017	3,3147	1	0,0687
Konstante	-3,0893	1,8613			

Tab. 28: Terrestrische Makrohabitatwahl von *Bombina variegata* im Untersuchungsgebiet. Geprüft werden Unterschiede in der Ausbildung von terrestrischen Habitatvariablen zwischen von der Art genutzten und ungenutzten Laichgewässerkomplexen in Kreisflächen mit r = 1000 m um das Zentrum des Laichgewässerkomplexes. Angegeben wird jeweils die Signifikanz der Testvariable (Mann-Whitney-U) mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse, * steht für $p < 0{,}05$, ** für $p < 0{,}01$.

Habitattyp	p
Wald	**0,017** *
Abbaugelände	0,146
Offenes Kulturland	**-0,035** *

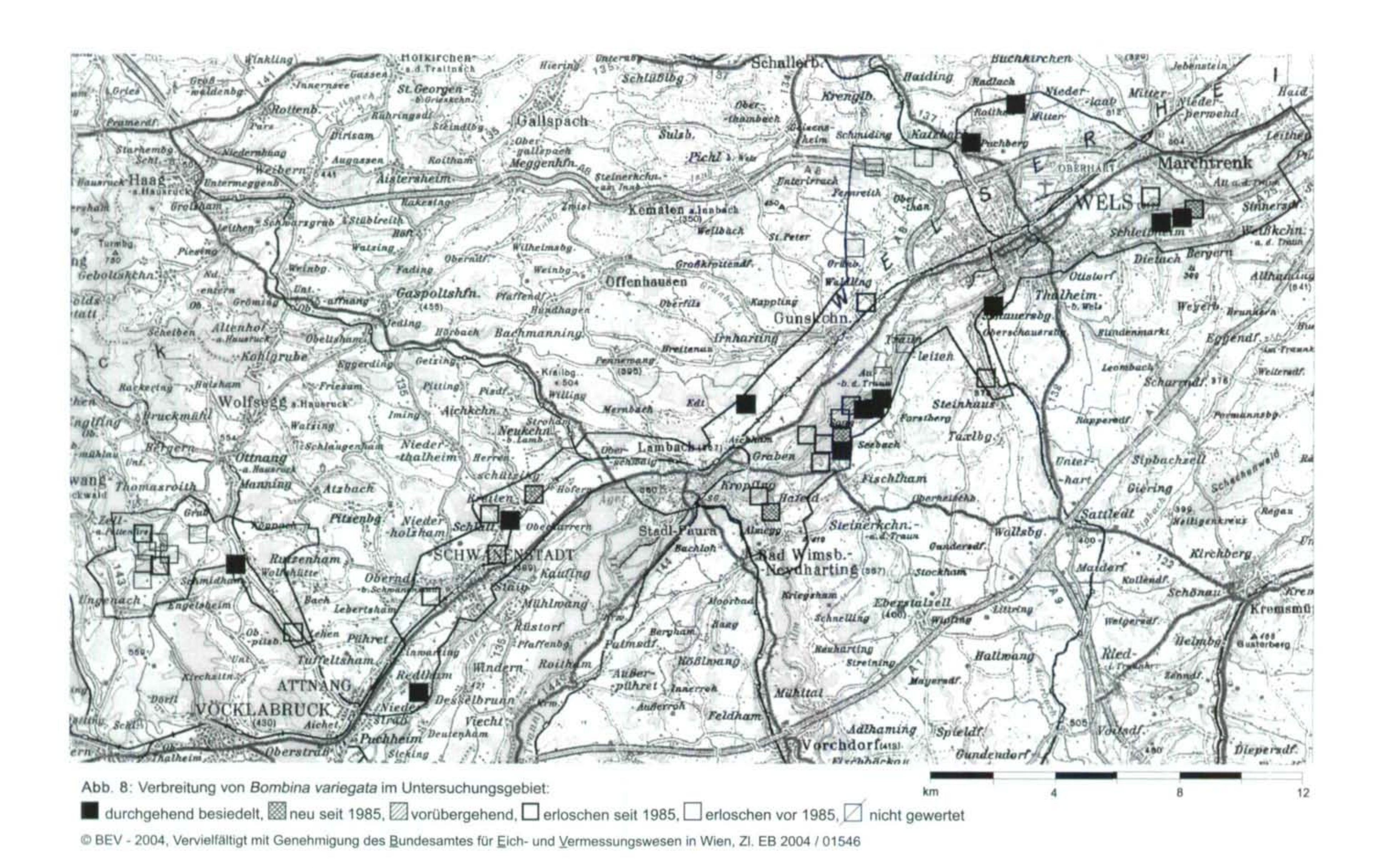


Abb. 8: Verbreitung von *Bombina variegata* im Untersuchungsgebiet:
■ durchgehend besiedelt, ▨ neu seit 1985, ▨ vorübergehend, □ erloschen seit 1985, □ erloschen vor 1985, ⧄ nicht gewertet

4.1.6. Habitatwahl *Bufo bufo*

Bufo bufo ist eine weit und gleichmäßig verbreitete Amphibienart des gesamten Untersuchungsgebietes (Abb. 9); nur in großflächig waldfreien Teilen der Welser Heide kommt die Art möglicherweise auch in Zusammenhang mit dem Fehlen entsprechend dimensionierter und stabil wasserführender Gewässer nur sporadisch vor.

Laichgewässer-Habitatwahl *Bufo bufo*

Bufo bufo besiedelt sehr unterschiedlich strukturierte und dimensionierte Gewässer, die aber immer im artspezifischen Einzugsbereich von Gehölzlebensräumen liegen. Die Fläche der Laichgewässer variiert im Untersuchungsgebiet zwischen 8 - 30.000 m^2; die Gewässer sind zu 65 % permanent wasserführend, aber immerhin 20 % trocknen jährlich einmal aus. In mehr als 80 % der Laichgewässer fehlen Wassermolche, in fast 80 % der Gewässer sind die Abundanzen Echter Frösche gering oder fehlen Ranidae gänzlich. In 55 % der Gewässer erreichen Fische die höchste der vier vergebenen Dichte-Kategorien. Die Palette der genutzten Laichgewässer reicht von beschatteten, flachen, verlandenden Waldtümpeln, eutrophen Bauernteichen im Grünland bis zu großen Grundwasserteichen in Kiesgruben. Die größten Laichpopulationen sind in größer dimensionierten Gewässern mit Fischvorkommen ausgebildet.

Signifikante univariate Testergebnisse werden durchgehend für Gewässerdimensionierung und Fischbesiedlung erzielt. Signifikant überdurchschnittliche Besonnung der Gewässer sollte primär durch die Interkorrelation von Gewässerfläche und Besonnung bedingt sein (siehe

Tab. 30: Laichgewässer-Habitatwahl von *Bufo bufo*. Ergebnisse univariater Testverfahren mit Präsenz (n=44) / Absenz der Art bzw. der Populationsgröße als abhängige Variable und Habitateigenschaften als unabhängigen Variablen. Die Datenbasis für den Mann - Whitney U - Test sind alle Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes des Jahres 1999, für den Spearman Rangkorrelationstest die Populationsgröße und Ausbildung der Variablen in den besiedelten Laichgewässern des Jahres 1999. Angegeben werden jeweils die Signifikanzen der Testvariablen mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse. Feh ... Fortpflanzungseinheit (Laichballen, rufende Männchen).

Variable	Einheit	Man-Whit U-Test	Spearman
Alter	Jahre	0,760	**0,002**
Fläche	m^2	**0,000**	0,728
Wasserführung	Kategorien	**0,010**	**0,032**
Tiefe bei Mittelwasser	cm	**0,000**	**0,024**
Ufertiefe	cm	**0,000**	**0,007**
Feinsedimente	cm	-0,312	**0,015**
Leitfähigkeit	µSiem	-0,886	-0,184
Temperatur maximal	°C	0,251	-0,750
Besonnung	%	**0,009**	-0,546
Vegetationslos	%	0,077	0,868
Vegetation submers	%	-0,639	0,380
Vegetation Röhricht	%	**-0,029**	-0,529
Vegetation Schwimmbl	%	0,224	0,498
Vegetation Σ	%	**-0,049**	-0,907
Abundanz Frösche	Feh/m^2	-0,075	-0,270
Fischbesiedlung	Kategorien	**0,000**	**0,020**

Tab. 29: Habitatwahl von *Bufo bufo*. Charakterisierung der Laichgewässer des Jahres 1999 (n=44); Minimum, Maximum, Median und Quartile der untersuchten Variablen. Feh ... Fortpflanzungseinheit (rufende Männchen, Laichballen).

Variable	Einheit	Minimum	Quartil 25%	Median	Quartil 75%	Maximum
Alter	Jahre	2,0	10,3	15,0	15,0	15,0
Fläche	m^2	8,0	161,3	585,0	1500,0	30000,0
Wasserführung	Kategorier	1	2	3	3	3
Tiefe bei Mittelwasse	cm	8,0	40,8	81,0	150,0	150,0
Ufertiefe	cm	8,0	23,5	36,0	45,0	150,0
Feinsedimentablagerungei	cm	0,0	2,0	8,0	20,0	35,0
Leitfähigkeit	µSiem	76,0	348,5	522,0	584,0	810,0
Temperatur maxima	°C	13,2	20,6	23,3	25,0	30,7
Besonnunç	%	5,0	50,0	70,0	88,8	100,0
Vegetationslo:	%	0,0	57,5	78,4	99,3	100,0
Vegetation submer:	%	0,0	0,0	0,0	10,0	90,0
Vegetation Röhrich	%	0,0	0,0	2,6	14,6	65,7
Vegetation Schwimmblat	%	0,0	0,0	0,0	12,4	90,0
Vegetation Σ	%	0,0	1,0	21,5	49,0	185,0
Abundanz Echter Frösche	Feh/m^2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,5
Fischbesiedlunç	Kategorier	0	0	2	3	3

Kapitel 3.5.). Die Vegetation ist in den Gewässern vergleichsweise gering ausgebildet, insbesondere was die Röhrichtvegetation betrifft. Hier muss aber beachtet werden, dass durch die Bevorzugung sehr großer Gewässer die prozentuelle Ausdehnung der Vegetation die tatsächliche Bedeutung der Vegetation unterschätzen lässt. Die Größe der Laichgewässerpopulationen ist mit Alter, Tiefe, stabiler Wasserführung und Fischbesiedlung signifikant positiv korreliert (Tab. 30).

Eine logistische Regression ergibt ein hochsignifikantes Modell ($p < 0,001$), in dem als alleiniger, signifikanter Faktor die Fischbesiedlung verbleibt. Mit ihr interkorrelierende Dimensionsparameter, in erster Linie die Gewässertiefe, erreichen allerdings nahezu die Signifikanzschwelle. Die primär für die Wahl der Laichgewässer ausschlaggebenden Habitatfaktoren sind eine stabile Wasserführung bei verhältnismäßig großen Gewässertiefen und -flächen und Vorkommen von Fischen.

Terrestrische Habitatwahl *Bufo bufo*

Bufo bufo kommt in 39 der 79 unterschiedenen Laichgewässerkomplexe vor. Aus Tab. 32 wird eine signifikante Bevorzugung von Laichgewässerkomplexen im Einzugsgebiet der waldreicheren Teile des Untersuchungsgebietes ersichtlich.

Zusammenfassung *Bufo bufo*

Bufo bufo bevorzugt groß dimensionierte, besonnte Gewässer mit Fischvorkommen in waldreichen Landschaften. Die individuenreichen Populationen finden sich in alten, tiefen, permanent wasserführenden, stehenden Kleingewässern mit mäßig dichter Fischbesiedlung. Auch wenn nur als Trend ausgebildet, deutet sich sowohl bei der Wahl der Gewässer, als auch bei einer Korrelationen mit der Bestandszahl ein negativer Zusammenhang mit hohen Abundanzen Echter Frösche an. Die Vegetation spielt bei der Habitatwahl eine untergeordnete Bedeutung.

Tab. 31: Laichgewässer-Habitatwahl von *Bufo bufo*. Ergebnisse einer logistischen Regression mit Präsenz/Absenz von Larven als abhängige und den univariat signifikanten Habitatfaktoren als unabhängigen Variablen. Datenbasis: alle Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes. B = unstandardisierter logistischer Regressionskoeffizient, S.E. = Standard Error, FG = Freiheitsgrad.

Variable	B	S.E.	χ^2	FG	p
Fischbesiedlung	-0,8401	0,1449	33,6249	1	0,000
Konstante	-2,1103	0,2619			

Tab. 32: Terrestrische Makrohabitatwahl von *Bufo bufo* im Untersuchungsgebiet. Geprüft werden Unterschiede in der Ausbildung von terrestrischen Habitatvariablen zwischen von der Art genutzten und ungenutzten Laichgewässerkomplexen in Kreisflächen mit r = 1000 m um das Zentrum des Laichgewässerkomplexes. Angegeben wird jeweils die Signifikanz der Testvariable (Mann-Whitney-U) mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse, * steht für $p < 0,05$, ** für $p < 0,01$.

Habitattyp	p
Wald	**0,024** *
Abbaugelände	-0,116
Offenes Kulturland	-0,152

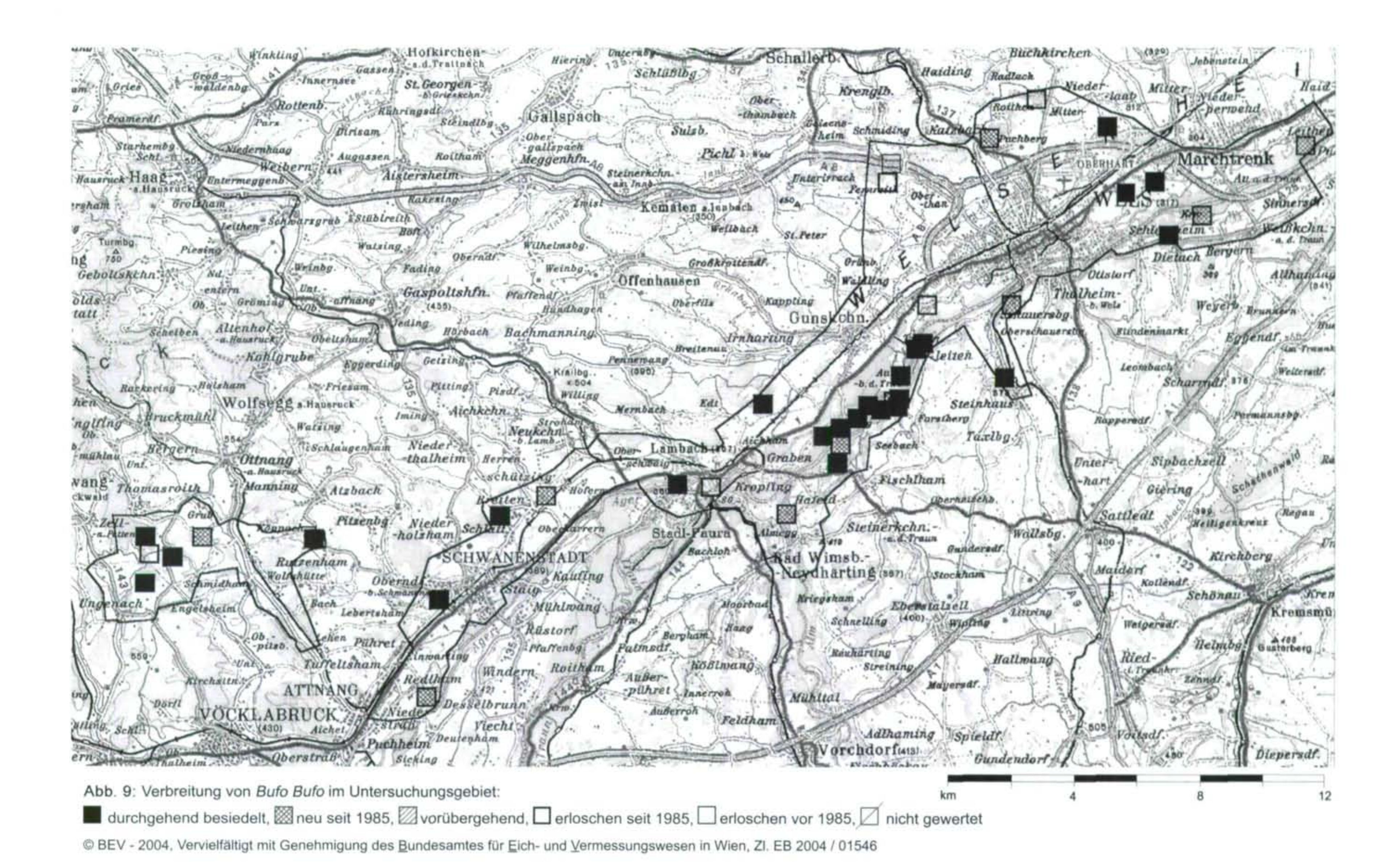


Abb. 9: Verbreitung von *Bufo Bufo* im Untersuchungsgebiet:

■ durchgehend besiedelt, ▩ neu seit 1985, ▨ vorübergehend, □ erloschen seit 1985, □ erloschen vor 1985, ⧄ nicht gewertet

4.1.7. Habitatwahl *Bufo viridis*

Bufo viridis erreicht im Untersuchungsgebiet ihre klimatisch bedingte, westliche Arealgrenze (siehe auch SCHUSTER 1994, CABELA et al. 2001) und ist in ihrem Vorkommen auf die tief gelegenen, wärmsten und waldfreien Teile des Untersuchungsgebietes beschränkt (Abb. 10). Zu Beginn des Untersuchungszeitraums war *Bufo viridis* in der Welser Heide und in der Austufe der Traun flussabwärts von Wels weit verbreitet.

Laichgewässer-Habitatwahl *Bufo viridis*

Die Laichgewässer von *Bufo viridis* sind junge Gewässer, und zwar zu 70 % jünger als 10 Jahre. Die Flächenausdehnung kann sehr unterschiedlich groß sein und umfasste bei nur 10 Laichgewässern ein Minimum von 27 und ein Maximum von 30.000 m^2. Die Gewässer sind in der Regel temporär, sehr seicht und weisen ausgedehnte Flachwasserzonen auf. Die Leitfähigkeit ist sehr unterschiedlich ausgebildet und kann sehr hohe Werte erreichen. Die Gewässer sind vollständig besonnt und weisen durchgehend sehr hohe Maximaltemperaturen auf. Die Gewässer sind zu hohen Anteilen vegetationsfrei, Echte Frösche und Fische fehlen in der Regel gänzlich (Tab. 33).

Die univariaten Tests (Tab. 34) ergeben für *Bufo viridis* durchgehend eine selektive Auswahl temporärer Gewässer mit geringen Tiefen, insbesondere geringen Ufertiefen, hoher Besonnung beziehungsweise hohen Maximaltemperaturen und geringer Vegetationsausbildung. Die gewählten Gewässer weisen signifikant geringere Abundanzen Echter Frösche und geringeres Ausmaß an

Tab. 34: Laichgewässer-Habitatwahl von *Bufo viridis*. Ergebnisse univariater Testverfahren mit Präsenz (n=10) / Absenz der Art als abhängige Variable und Habitateigenschaften als unabhängigen Variablen. Zur Datenbasis siehe Tab. 9, Kapitel 4.1.1. Angegeben werden jeweils die Signifikanzen der Testvariablen mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse. Feh ... Fortpflanzungseinheit (Laichballen, rufende Männchen).

Variable	Einheit	Man-Whit U-Test	Wilcoxon
Alter	Jahre	**-0,003**	-0,204
Fläche	m^2	0,085	0,333
Wasserführung	Kategorien	**0,000**	**-0,008**
Tiefe bei Mittelwasser	cm	**-0,004**	**-0,015**
Ufertiefe	cm	**0,000**	**-0,012**
Feinsedimente	cm	-0,157	-0,345
Leitfähigkeit	µSiem	-0,247	-0,314
Temperatur maximal	°C	**0,000**	**0,017**
Besonnung	%	**0,000**	**0,008**
Vegetationslos	%	**0,002**	0,161
Vegetation submers	%	-0,096	-0,500
Vegetation Röhricht	%	**-0,005**	-0,069
Vegetation Schwimmbl	%	-0,054	-0,068
Vegetation Σ	%	**-0,002**	-0,161
Abundanz Frösche	Feh/m^2	**0,000**	**-0,028**
Fischbesiedlung	Kategorien	**-0,040**	**-0,024**

Tab. 33: Habitatwahl von *Bufo viridis*. Charakterisierung der Laichgewässer des Jahres 1999 (n=10); Minimum, Maximum, Median und Quartile der untersuchten Variablen. Feh ... Fortpflanzungseinheit (rufende Männchen, Laichballen).

Variable	Einheit	Minimum	Quartil 25%	Median	Quartil 75%	Maximum
Alter	Jahre	2,0	2,8	7,0	15,0	15,0
Fläche	m^2	27,0	49,8	225,0	2552,0	30000,0
Wasserführung	Kategorien	1	1	1	1	2
Tiefe bei Mittelwasser	cm	7,0	9,3	12,5	24,5	50,0
Ufertiefe	cm	7,0	7,8	9,5	11,0	21,0
Feinsedimentablagerungen	cm	0,5	0,5	5,0	11,0	77,0
Leitfähigkeit	µSiem	154,0	273,5	378,0	555,0	2470,0
Temperatur maximal	°C	24,6	27,4	28,8	30,4	31,6
Besonnung	%	90,0	97,5	100,0	100,0	100,0
Vegetationslos	%	20,0	97,5	100,0	100,0	100,0
Vegetation submers	%	0,0	0,0	0,0	0,0	80,0
Vegetation Röhricht	%	0,0	0,0	0,0	2,5	20,0
Vegetation Schwimmblatt	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Vegetation Σ	%	0,0	0,0	0,0	2,4	100,0
Abundanz Echter Frösche	Feh/m^2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fischbesiedlung	Kategorien	0	0	0	0	2

Fischbesiedlung auf. Bezogen auf das Gesamtgebiet bevorzugt *Bufo viridis* junge Gewässer. Die Ergebnisse für die beiden gewählten Testverfahren decken sich weitgehend. Ausnahmen stellen das Gewässeralter und die Vegetationsausbildung dar.

Nach den Ergebnissen einer logistischen Regression (Tab. 35) sind für die Wahl der Laichgewässerhabitate durch *Bufo viridis* im Untersuchungsgebiet eine hohe Maximaltemperatur und ausgeprägte Flachufer die signifikanten Faktoren. Das Gesamtmodell ist hochsignifikant ($p < 0{,}001$).

Tab. 35: Laichgewässer-Habitatwahl von *Bufo viridis.* Ergebnisse einer logistischen Regression mit Präsenz/Absenz von Larven als abhängige und den univariat signifikanten Habitatfaktoren als unabhängigen Variablen. Datenbasis: alle Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes. B = unstandardisierter logistischer Regressionskoeffizient, S.E. = Standard Error, FG = Freiheitsgrad.

Variable	B	S.E.	χ^2	FG	p
Temperatur max.	0,3583	0,1056	11,5125	1	0,0007
Ufertiefe	-0,2358	0,0940	6,2931	1	0,0121
Konstante	-8,1158	2,8795			

Terrestrische Habitatwahl *Bufo viridis*

Bufo viridis kommt in 16 der 79 unterschiedenen Laichgewässerkomplexe vor. Aus Tab. 36 wird eine signifikante Bevorzugung von Laichgewässerkomplexen in waldärmeren Teilen des Untersuchungsgebietes ersichtlich. Flächenanteile von Abbaugeländen wie Kiesgruben oder Lehmgruben sind in besiedelten Gewässerkomplexen hochsignifikant höher als in unbesiedelten. Das Fehlen einer signifikanten Bevorzugung von Laichgewässerkomplexen mit höheren Kulturlandanteilen kann darauf zurückgeführt werden, dass in den besiedelten Bereichen des Untersuchungsgebietes größere Anteile des (ehemaligen Kulturlandes) in Siedlungsflächen oder Abbaugebiete umgewandelt wurden.

Tab. 36: Terrestrische Makrohabitatwahl von *Bufo viridis* im Untersuchungsgebiet. Geprüft werden Unterschiede in der Ausbildung von terrestrischen Habitatvariablen zwischen von der Art genutzten und ungenutzten Laichgewässerkomplexen in Kreisflächen mit r = 1000 m um das Zentrum des Laichgewässerkomplexes. Angegeben wird jeweils die Signifikanz der Testvariable (Mann-Whitney-U) mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse, * steht für $p < 0{,}05$, ** für $p < 0{,}01$.

Habitattyp	p
Waldlebensräume	**-0,000 ** **
Abbaugelände	**0,000 ** **
Offenes Kulturland	0,600

Zusammenfassung *Bufo viridis*

Zahlreiche signifikante Unterschiede zwischen der Ausbildung von Variablen in den genutzten und ungenutzten Laichgewässern weisen *Bufo viridis* als stark selektive Art des Untersuchungsgebietes aus. Die besiedelten Gewässer sind jung, seicht, temporär, stark besonnt und warm, vegetationsarm und weiters durch das Fehlen von Echten Fröschen und Fischen charakterisiert. Die terrestrische Makrohabitatwahl ist durch eine verstärkte Nutzung der waldarmen Laichgewässerkomplexe gekennzeichnet. Bezüglich der terrestrischen Habitatwahl ist weiters die Ausbildung von Materialentnahmestätten, wie Kies- und Lehmgruben, vorteilhaft.

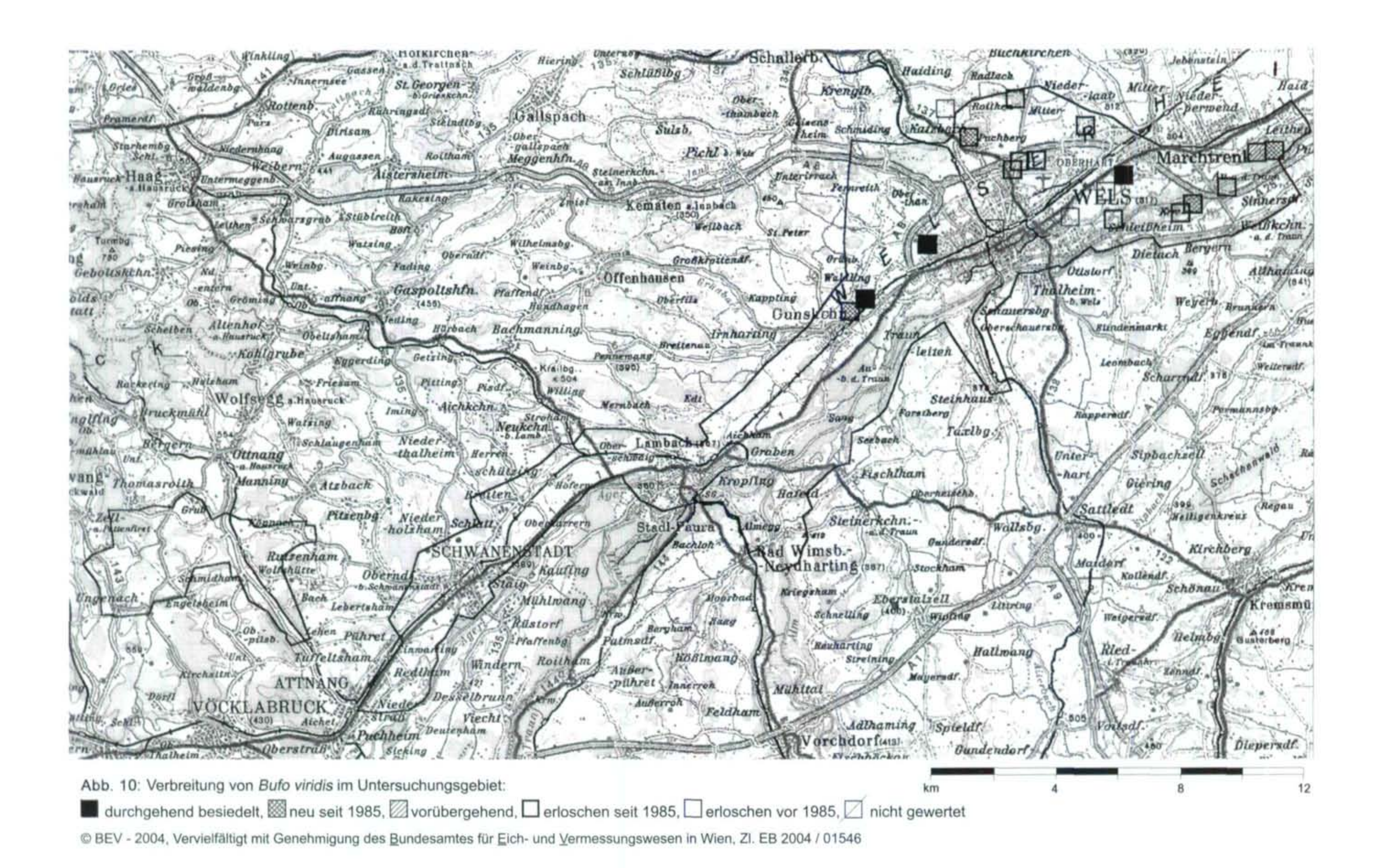


Abb. 10: Verbreitung von *Bufo viridis* im Untersuchungsgebiet:
■ durchgehend besiedelt, ▩ neu seit 1985, ▨ vorübergehend, □ erloschen seit 1985, □ erloschen vor 1985, ◿ nicht gewertet

4.1.8. Habitatwahl *Hyla arborea*

Hyla arborea zeigt ähnlich wie *Bufo viridis*, allerdings in etwas geringerem Ausmaß, eine Bevorzugung der wärmeren, waldarmen Teile des Untersuchungsgebietes (Abb. 11). Er fehlt in den höhergelegenen Teilen im hausruckviertler Hügelland und in den stark beschatteten Teilen der Traun-Austufe. *Hyla arborea* besiedelte zu Beginn des Untersuchungszeitraumes Teile der Terrassenlandschaften an Traun und Ager, das Hügelland nördlich und südlich der Traun und die offeneren Teile der Traun-Austufe.

Laichgewässer-Habitatwahl *Hyla arborea*

Hyla arborea besiedelt eine reiche Palette unterschiedlich strukturierter Gewässer der offenen oder halboffenen Landschaftsteile des Untersuchungsgebietes. Dazu zählen Pioniergewässer in Materialabbaugeländen ebenso wie überschwemmte Äcker, kurzzeitig stillgelegte Fischteiche und Gartenteiche. Die Laichgewässer von *Hyla arborea* sind von überwiegend geringem Alter und zu 73 % jünger als 15 Jahre. Die Flächenausdehnung ist variabel und kann von einzelnen wenigen m^2 bis zu mehreren 1000 m^2 reichen. Die Wasserführung ist überwiegend temporär, die Maximaltiefen sind je nach Flächenausdehnung unterschiedlich, die Ufertiefen in der Regel aber gering. Starke Besonnung und hohe Maximaltemperaturen sind für die Laichgewässer von *Hyla arborea* charakteristisch, die Vegetationsausbildung erscheint von geringer Bedeutung. Die Gewässer sind zu 85 % vollständig fischfrei und zu 40 % ohne Besiedlung durch Echte Frösche (Tab. 37).

Tab. 38: Laichgewässer-Habitatwahl von *Hyla arborea*. Ergebnisse univariater Testverfahren mit Präsenz (n=30) / Absenz der Art als abhängige Variable und Habitateigenschaften als unabhängigen Variablen. Zur Datenbasis siehe Tab. 9, Kapitel 4.1.1. Angegeben werden jeweils die Signifikanzen der Testvariablen mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse. Feh ... Fortpflanzungseinheit (Laichballen, rufende Männchen).

Variable	Einheit	Man-Whit U-Test	Wilcoxon
Alter	Jahre	**-0,001**	**-0,001**
Fläche	m^2	**0,000**	-0,417
Wasserführung	Kategorien	**-0,015**	**-0,004**
Tiefe bei Mittelwasser	cm	-0,253	**-0,018**
Ufertiefe	cm	-0,119	-0,070
Feinsedimente	cm	**-0,003**	-0,364
Leitfähigkeit	µSiem	**-0,018**	-0,121
Temperatur maximal	°C	**0,000**	**0,004**
Besonnung	%	**0,000**	**0,000**
Vegetationslos	%	-0,886	-0,080
Vegetation submers	%	0,317	0,376
Vegetation Röhricht	%	0,653	0,122
Vegetation Schwimmbl	%	0,656	-0,887
Vegetation Σ	%	0,943	0,133
Abundanz Frösche	Feh/m^2	**-0,001**	**-0,032**
Fischbesiedlung	Kategorien	-0,059	**-0,008**

Tab. 37: Habitatwahl von *Hyla arborea*. Charakterisierung der Laichgewässer des Jahres 1999 (n=30); Minimum, Maximum, Median und Quartile der untersuchten Variablen. Feh ... Fortpflanzungseinheit (rufende Männchen, Laichballen).

Variable	Einheit	Minimum	Quartil 25%	Median	Quartil 75%	Maximum
Alter	Jahre	1,0	4,8	5,0	15,0	15,0
Fläche	m^2	22,0	88,8	232,5	873,0	3250,0
Wasserführung	Kategorien	1	1	1	3	3
Tiefe bei Mittelwasser	cm	5,0	12,5	30,0	64,3	150,0
Ufertiefe	cm	7,0	12,8	21,5	30,0	56,0
Feinsedimentablagerungen	cm	0,0	2,0	5,0	7,5	77,0
Leitfähigkeit	µSiem	38,0	282,3	415,5	545,0	2470,0
Temperatur maximal	°C	22,0	24,7	27,2	29,8	33,3
Besonnung	%	55,0	74,5	90,0	100,0	100,0
Vegetationslos	%	0,0	34,1	70,2	97,6	100,0
Vegetation submers	%	0,0	0,0	1,0	16,4	80,0
Vegetation Röhricht	%	0,0	0,5	11,0	42,8	100,0
Vegetation Schwimmblatt	%	0,0	0,0	0,0	5,1	40,0
Vegetation Σ	%	0,0	2,0	36,5	73,8	130,0
Abundanz Echter Frösche	Feh/m^2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Fischbesiedlung	Kategorien	0	0	0	0	3

Unterschiede zwischen besiedelten und nichtbesiedelten Gewässern sind für geringes Alter, Temperatur und Besonnung signifikant (Tab. 38). Signifikante Unterschiede oder starke Trends ergeben sich weiters für die Wasserführung (-), die Abundanz Echter Frösche (-) und die Fischbesiedlung (-). Bei Berücksichtigung der Gesamtstichprobe wählt *Hyla arborea* Gewässer mit niedriger Leitfähigkeit und geringen Feinsedimentablagerungen; dies dürfte aber auf sekundäre Effekte zurückzuführen sein (siehe Diskussion).

Eine logistische Regression (Tab. 39) ergibt die Variablen Besonnung (+) und Fischbesiedlung (-) als signifikante Variablen eines hochsignifikanten Modells ($p < 0,001$). *Hyla arborea* wählt signifikant häufiger stärker besonnte und in geringerem Ausmaß von Fischen besiedelte Gewässer; eine geringe Abundanz Echter Frösche erreicht nahezu die Signifikanzschwelle.

Terrestrische Habitatwahl *Hyla arborea*

Hyla arborea kommt in 28 der 79 unterschiedenen Laichgewässerkomplexe vor. Aus Tab. 40 wird eine signifikante Bevorzugung von Laichgewässerkomplexen mit geringeren Waldanteilen und höheren Anteilen an Abbaugeländen ersichtlich.

Zusammenfassung *Hyla arborea*

Hyla arborea ist eine bezüglich der Laichgewässerwahl anspruchsvolle, selektive Art. Die übergeordnet bedeutenden Faktoren für die diesbezügliche Habitatwahl sind starke Besonnung beziehungsweise hohe Maximaltemperaturen, Fehlen von Fischen und geringe Abundanzen Echter Frösche. Diese drei Variablen werden in weiterer Folge verstärkt für die Charakterisierung der Habitatwahl von *Hyla arborea* herangezogen. Die Mehrzahl der gewählten Gewässer sind darüber hinaus jung und temporär wasserführend. Bezüglich der terrestrischen Habitatwahl ist *Hyla arborea* im Untersuchungsgebiet eine Art der offenen, waldärmeren Landschaftsteile, die außerhalb der Laichzeit Gebüschgruppen, Waldränder und Hochstaudenflächen als Sommerlebensräume besiedelt.

Tab. 39: Laichgewässer-Habitatwahl von *Hyla arborea*. Ergebnisse einer logistischen Regression mit Präsenz/Absenz von Larven als abhängige und den univariat signifikanten Habitatfaktoren als unabhängigen Variablen. Datenbasis: alle Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes. B = unstandardisierter logistischer Regressionskoeffizient, S.E. = Standard Error, FG = Freiheitsgrad.

Variable	B	S.E.	χ^2	FG	p
Besonnung	0,0517	0,0104	24,8479	1	0,0000
Fischbesiedlung	-0,4990	0,2167	5,3004	1	0,0213
Konstante	-5,0056	0,8888			

Tab. 40: Terrestrische Makrohabitatwahl von *Hyla arborea* im Untersuchungsgebiet. Geprüft werden Unterschiede in der Ausbildung von terrestrischen Habitatvariablen zwischen von der Art genutzten und ungenutzten Laichgewässerkomplexen in Kreisflächen mit r = 1000 m um das Zentrum des Laichgewässerkomplexes. Angegeben wird jeweils die Signifikanz der Testvariable (Mann – Whitney - U) mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse, * steht für $p < 0,05$, ** für $p < 0,01$.

Habitattyp	p
Wald	**-0,001 ****
Abbaugelände	**0,010 ***
Offenes Kulturland	0,166

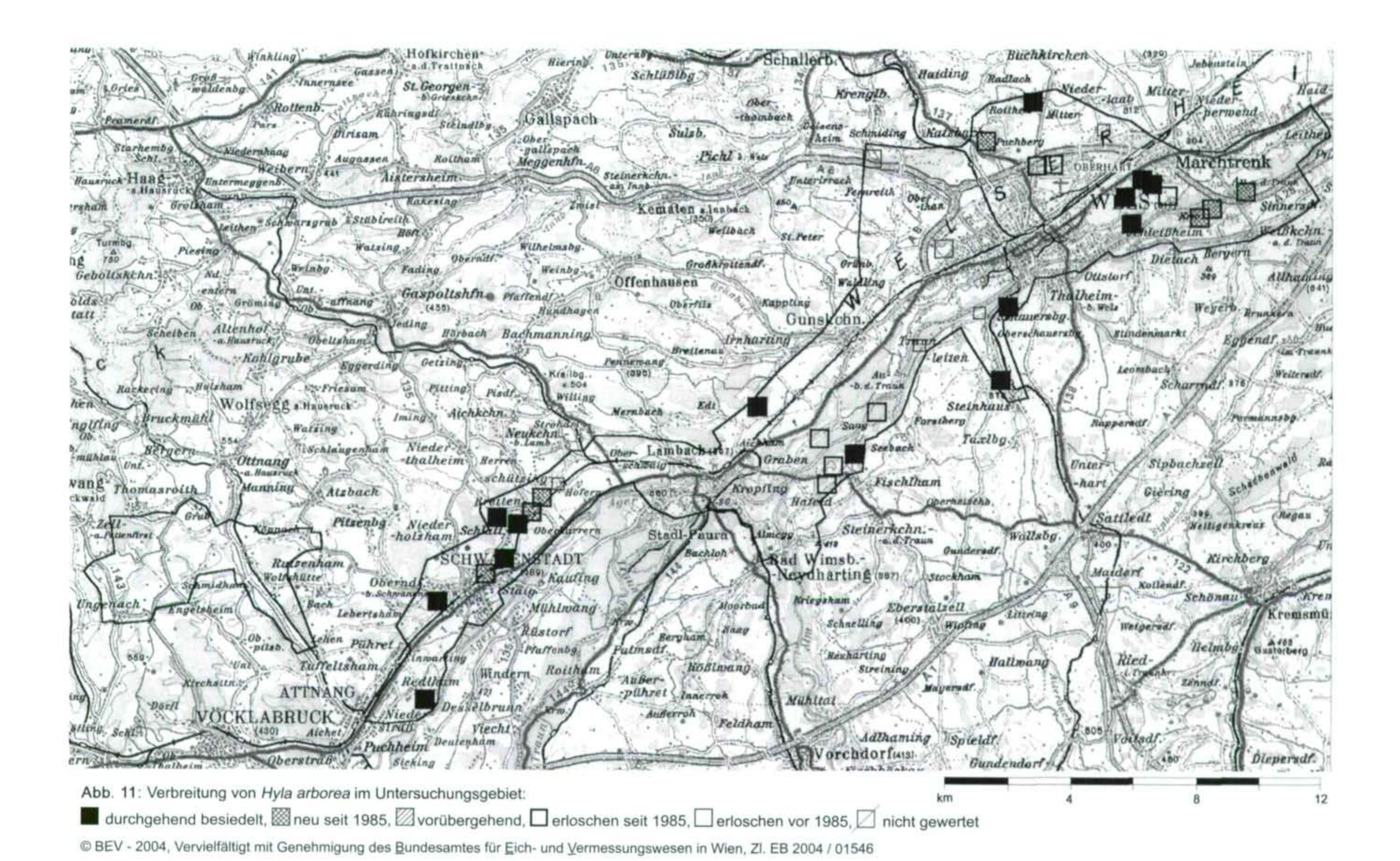


Abb. 11: Verbreitung von *Hyla arborea* im Untersuchungsgebiet:

■ durchgehend besiedelt, ▩ neu seit 1985, ▨ vorübergehend, □ erloschen seit 1985, □ erloschen vor 1985, ◪ nicht gewertet

4.1.9. Habitatwahl *Rana dalmatina*

Rana dalmatina kommt im Untersuchungsgebiet vom hausruckviertler Hügelland bis in die Austufe der Traun und in die Welser Heide in allen Höhenstufen und Landschaftseinheiten vor (Abb.12). Der Vorkommensschwerpunkt liegt aber in den tieferen Lagen des Untersuchungsgebietes unterhalb von 500 m Seehöhe, wo er zahlenmäßig auch deutlich über *Rana temporaria* dominiert. *Rana dalmatina* ist im Untersuchungsgebiet ungleichmäßig verbreitet und besitzt ähnlich wie *Triturus carnifex* einen – was die Zahl der Laichgewässer und die Bestandsgrößen betrifft – sehr ausgeprägten Verbreitungsschwerpunkt auf wenigen Quadratkilometern in den naturnah verbliebenen Teilen der Traun - Austufe.

Laichgewässer-Habitatwahl *Rana dalmatina*

77 % der Laichgewässer von *Rana dalmatina* bestanden bereits zu Beginn des Untersuchungszeitraumes; er besiedelt vorzugsweise kleinflächige, im Mittel 100 m^2 große, 30-60 cm tiefe Gewässer mit einer Wasserführung im Übergangsbereich von temporären zu permanenten Gewässern (Tab. 41). Die Leitfähigkeit ist vergleichsweise hoch, was aber durch die (leicht) überdurchschnittlichen Werte in den naturnahen Traunauen erklärbar ist. *Rana dalmatina* besiedelt im Untersuchungsgebiet relativ kühle, beschattete Gewässer. Er meidet Gewässer, die konstant von Salmoniden oder Cypriniden in hohen Dichten besiedelt sind, laicht aber in zeitweise von Elritzen, Hechten oder Cypriniden in geringer Dichte besiedelten Gewässern bei guter Ausbildung der Vegetation. Der Fortpflanzungserfolg dürfte bei konstanter Präsenz

Tab. 42: Laichgewässer-Habitatwahl von *Rana dalmatina*. Ergebnisse univariater Testverfahren mit Präsenz (n=96) / Absenz der Art bzw. der Populationsgröße als abhängige Variable und Habitateigenschaften als unabhängigen Variablen. Zur Datenbasis siehe Tab. 30, Kapitel 4.1.6. Angegeben werden jeweils die Signifikanzen der Testvariablen mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse.

Variable	Einheit	Man-Whit U-Test	Spearman
Alter	Jahre	**0,040**	**0,000**
Fläche	m^2	0,887	**0,008**
Wasserführung	Kategorien	0,887	-0,747
Tiefe bei Mittelwasser	cm	0,129	0,137
Ufertiefe	cm	**0,011**	0,918
Feinsedimente	cm	0,077	**0,016**
Leitfähigkeit	µSiem	**0,000**	0,989
Temperatur maximal	°C	**-0,006**	0,989
Besonnung	%	**-0,013**	0,936
Vegetationslos	%	**0,000**	-0,106
Vegetation submers	%	**0,002**	0,210
Vegetation Röhricht	%	**0,000**	0,072
Vegetation Schwimmbl	%	0,776	0,162
Vegetation Σ	%	**0,000**	0,064
Fischbesiedlung	Kategorien	-0,714	0,393

Tab. 41: Habitatwahl von *Rana dalmatina*. Charakterisierung der Laichgewässer des Jahres 1999 (n=96); Minimum, Maximum, Median und Quartile der untersuchten Variablen.

Variable	Einheit	Minimum	Quartil 25%	Median	Quartil 75%	Maximum
Alter	Jahre	1,0	15,0	15,0	15,0	15,0
Fläche	m^2	4,0	38,5	98,0	240,0	3250,0
Wasserführung	Kategorien	1	1	2	3	3
Tiefe bei Mittelwasser	cm	5,0	29,3	40,0	62,8	150,0
Ufertiefe	cm	5,0	20,0	28,0	36,0	90,0
Feinsedimentablagerungen	cm	0,0	4,8	11,5	30,0	80,0
Leitfähigkeit	µSiem	38,0	476,8	558,0	628,0	810,0
Temperatur maximal	°C	13,2	17,9	20,4	24,1	33,8
Besonnung	%	0,0	15,0	35,0	70,0	100,0
Vegetationslos	%	0,0	20,5	54,3	85,0	100,0
Vegetation submers	%	0,0	0,0	0,2	37,7	100,0
Vegetation Röhricht	%	0,0	3,3	15,0	45,0	100,0
Vegetation Schwimmblatt	%	0,0	0,0	0,0	2,5	100,0
Vegetation Σ	%	0,0	15,0	48,0	88,8	230,0
Fischbesiedlung	Kategorien	0	0	0	2	3

von Fischen allerdings sehr gering sein. Über 70 % der *Rana dalmatina* - Laichgewässer waren 1999 gänzlich fischfrei.

Die univariaten Testverfahren ergeben eine Bevorzugung alter, steilufriger, kühler, beschatteter, vegetationsreicher Gewässer mit vergleichsweise hoher Leitfähigkeit (Tab. 42). Fischbesiedlung hat bei der vorgenommenen Gewässerauswahl (Nichtberücksichtigung von amphibienfreien Gewässern mit dichtem Fischbesatz) keinen wesentlichen Einfluss auf die Wahl der Gewässer. Die Korrelation der Bestandsgrößen mit der Ausbildung von Gewässervariablen zeigt einen Zusammenhang mit der Gewässerdimensionierung und mit dem Alter des Gewässers beziehungsweise damit zusammen-hängenden Eigenschaften wie zunehmend mächtigen Feinsedimentablagerungen.

Für die Wahl der Laichgewässer durch *Rana dalmatina* im Untersuchungsgebiet sind gemäß den Ergebnissen einer logistischen Regression die Ausbildung der Vegetation (+), der Leitfähigkeit (+) und die Besonnung (-) ausschlaggebend (Tab. 43). Das Modell ist signifikant ($p < 0{,}001$).

Terrestrische Habitatwahl *Rana dalmatina*

Rana dalmatina kommt in 41 der 79 unterschiedenen Laichgewässerkomplexe vor. Aus Tab. 44 wird eine signifikante Bevorzugung von Laichgewässerkomplexen mit hohen Waldanteilen ersichtlich, gleichzeitlich zeigt sich ein Meiden an größeren Flächen offenen Kulturlandes.

Zusammenfassung *Rana dalmatina*

Rana dalmatina bevorzugt alte, kleinflächige aber tiefe, beschattete und damit relativ kühle, vegetationsreiche Gewässer in waldreichen Landschaften des Untersuchungsgebietes. Das Ausmaß der Fischbesiedlung spielt bei der Wahl der Laichgewässer bei der gegebenen Datengrundlage eine vergleichsweise geringe Bedeutung. Dies ist aber darauf zurückzuführen, dass dicht von Fischen besiedelte und daher für Amphibien gänzlich unbesiedelbare Gewässer von vorneherein nicht in die Analyse einbezogen wurden. *Rana dalmatina* kann in langfristig dicht von Fischen besiedelten Gewässern nicht existieren, diesbezügliche Befunde liegen auch aus dem Untersuchungsgebiet vor (siehe Diskussion). Gewässeralter und Leitfähigkeit werden als nur sekundär bedeutend eingestuft. Als kennzeichnend für die Eignung eines Gewässers für *Rana dalmatina* werden in weiterer Folge die Faktoren Vegetation (+) und Besonnung (-), Fischbesiedlung (-) und Ufertiefe (+) herangezogen.

Tab. 43: Laichgewässer-Habitatwahl von *Rana dalmatina*. Ergebnisse einer logistischen Regression mit Präsenz/Absenz von Larven als abhängige und den univariat signifikanten Habitatfaktoren als unabhängigen Variablen. Datenbasis: alle Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes. B = unstandardisierter logistischer Regressionskoeffizient, S.E. = Standard Error, FG = Freiheitsgrad.

Variable	B	S.E.	χ^2	FG	p
Vegetation Σ	0,0152	0,0040	14,1872	1	0,0002
Besonnung	-0,0127	0,0045	8,0040	1	0,0047
Leitfähigkeit	0,0021	0,0009	5,4312	1	0,0198
Konstante	-1,1154	0,5370			

Tab. 44: Terrestrische Makrohabitatwahl von *Rana dalmatina* im Untersuchungsgebiet. Geprüft werden Unterschiede in der Ausbildung von terrestrischen Habitatvariablen zwischen von der Art genutzten und ungenutzten Laichgewässerkomplexen in Kreisflächen mit r = 1000 m um das Zentrum des Laichgewässerkomplexes. Angegeben wird jeweils die Signifikanz der Testvariable (Mann-Whitney-U) mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse, * steht für $p < 0{,}05$, ** für $p < 0{,}01$.

Habitattyp	p
Wald	**0,000 ** **
Abbaugelände	-0,500
Offenes Kulturland	**-0,007 ** **

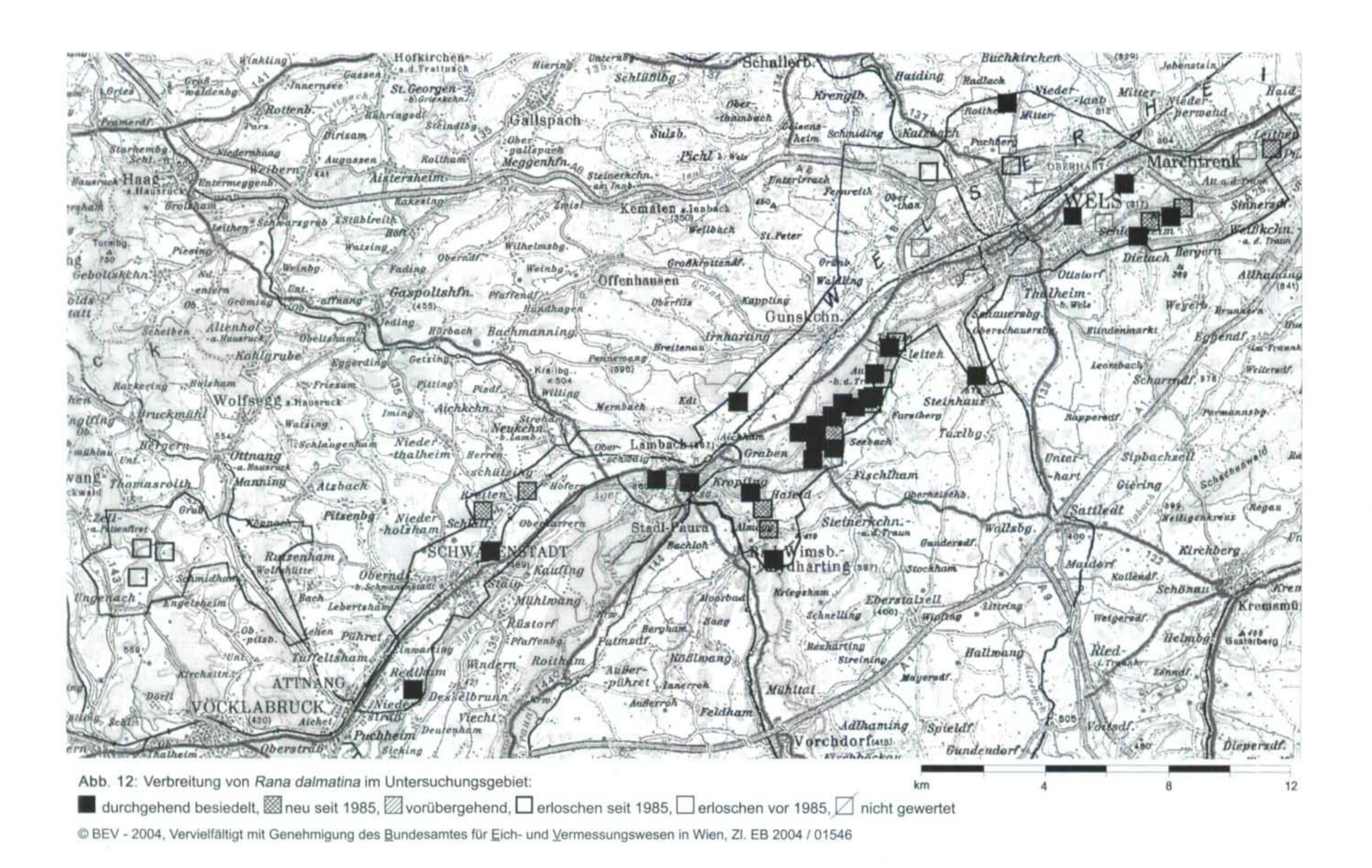


Abb. 12: Verbreitung von *Rana dalmatina* im Untersuchungsgebiet:
■ durchgehend besiedelt, ▨ neu seit 1985, ▨ vorübergehend, □ erloschen seit 1985, □ erloschen vor 1985, ◪ nicht gewertet

4.1.10. Habitatwahl *Rana temporaria*

Rana temporaria ist im Untersuchungsgebiet weit verbreitet, besitzt aber einen deutlichen Vorkommensschwerpunkt in den höheren Lagen, insbesondere im hausruckviertler Hügelland, wo er auch zahlenmäßig sehr deutlich über *Rana dalmatina* dominiert (Abb. 13). In den niedrigeren Lagen des Untersuchungsgebietes ist sein Vorkommen von mikroklimatischen Bedingungen abhängig: Er fehlt in den weitgehend waldfreien Teilen der Welser Heide, kommt aber in der noch tiefer gelegenen Austufe der Traun vor, sofern kühl-schattige Waldflächen vorhanden sind. Unterhalb von 400 m Seehöhe dominiert *Rana dalmatina* im Untersuchungsgebiet zahlenmäßig deutlich über *Rana temporaria*.

Laichgewässer-Habitatwahl *Rana temporaria*

Rana temporaria besiedelt alte Gewässer, 90 % der Laichgewässer entsprechen dem maximal möglichen Alter von 15 Jahren. Die Laichgewässerfläche entspricht in etwa dem Durchschnitt, immerhin 50 % der Gewässer sind kleiner als 100 m². Auch die Gewässertiefen entsprechen etwa dem Durchschnitt der Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes von 40 cm Maximaltiefe und zwischen 20-30 cm Tiefe in einer Entfernung von einem Meter vom Ufer. Die Wasserführung ist in den Laichgewässern von *Rana temporaria* überwiegend stabil, denn zu 58 % handelt es sich um permanente Gewässer. Auffallend mächtig sind die Feinsedimentablagerungen, die im Schnitt über 20 cm betragen, was auch mit dem hohen Alter der Gewässer zusammenhängen dürfte. Die Leitfähigkeit der Gewässer von *Rana temporaria* lässt keine echten

Tab. 46: Laichgewässer-Habitatwahl von *Rana temporaria*. Ergebnisse univariater Testverfahren mit Präsenz (n=52) / Absenz der Art bzw. der Populationsgröße als abhängige Variable und Habitateigenschaften als unabhängigen Variablen. Zur Datenbasis siehe Tab. 30, Kapitel 4.1.6. Angegeben werden jeweils die Signifikanzen der Testvariablen mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse.

Variable	Einheit	Man-Whit U-Test	Spearman
Alter	Jahre	**0,000**	0,773
Fläche	m²	-0,767	0,154
Wasserführung	Kategorien	**0,008**	0,692
Tiefe bei Mittelwasser	cm	0,920	0,991
Ufertiefe	cm	-0,643	-0,928
Feinsedimente	cm	**0,000**	0,155
Leitfähigkeit	µSiem	-0,124	0,839
Temperatur maximal	°C	**-0,001**	-0,758
Besonnung	%	**-0,001**	-0,765
Vegetationslos	%	0,896	-0,927
Vegetation submers	%	0,679	-0,935
Vegetation Röhricht	%	-0,098	0,911
Vegetation Schwimmbl	%	0,066	-0,894
Vegetation Σ	%	-0,894	0,947
Fischbesiedlung	Kategorien	**0,045**	-0,998

Tab. 45: Habitatwahl von *Rana temporaria*. Charakterisierung der Laichgewässer des Jahres 1999 (n=52); Minimum, Maximum, Median und Quartile der untersuchten Variablen.

Variable	Einheit	Minimum	Quartil 25%	Median	Quartil 75%	Maximum
Alter	Jahre	2,0	15,0	15,0	15,0	15,0
Fläche	m²	4,0	30,8	103,0	310,0	30000,0
Wasserführung	Kategorien	1	2	3	3	3
Tiefe bei Mittelwasser	cm	3,0	17,3	39,5	90,0	150,0
Ufertiefe	cm	3,0	13,5	25,0	39,3	150,0
Feinsedimentablagerungen	cm	0,0	10,0	22,0	35,0	52,0
Leitfähigkeit	µSiem	75,0	342,0	447,0	594,0	736,0
Temperatur maximal	°C	12,0	17,8	19,6	22,6	30,1
Besonnung	%	0,0	5,0	25,0	70,0	100,0
Vegetationslos	%	0,0	30,7	71,0	100,0	100,0
Vegetation submers	%	0,0	0,0	0,0	25,0	100,0
Vegetation Röhricht	%	0,0	0,0	4,0	23,8	90,0
Vegetation Schwimmblatt	%	0,0	0,0	0,0	14,7	100,0
Vegetation Σ	%	0,0	0,3	32,5	76,5	161,0
Fischbesiedlung	Kategorien	0	0	0	2	3

Präferenzen für Extremwerte erkennen, zu mehr als 50 % liegt sie zwischen 300 und 600 µSiemens. Kennzeichnend für die Laichgewässer von *Rana temporaria* im Untersuchungsgebiet sind eine ausgesprochen geringe Besonnung (50 % der Gewässer < 25 % der Gewässerfläche) und damit zusammenhängend niedrige maximale Gewässertemperaturen (zu 60 % < 20 °C). Die Ausbildung der Vegetation ist eher dürftig, zu 25 % sind die Laichgewässer von *Rana temporaria* vegetationslos. Bezüglich des Vorkommens von Fischen ist *Rana temporaria* eine verhältnismäßig tolerante Art, trotzdem sind 60 % seiner Laichgewässer nicht von Fischen besiedelt (Tab. 45).

Bei einem univariaten Vergleich der von *Rana temporaria* besiedelten mit den unbesiedelten Gewässern des Untersuchungsgebietes ergeben sich folgende Präferenzen (Tab. 46): *Rana temporaria* bevorzugt alte, permanente Gewässer mit mächtigen Feinsedimentablagerungen und hoher Beschattung, respektive niedrigen Maximaltemperaturen. Weiters bezeichnend ist eine in Relation zum Angebot bestehende Bevorzugung von Gewässern mit Fischbesiedlung. Der vorliegende Trend in der Bevorzugung von Gewässern mit Schwimmblattvegetation ist auf die Wasserlinsendecken der Laichgewässer in den bevorzugten Vorkommensgebieten der Art im Hausruck zurückzuführen. Der schwache Trend zur Bevorzugung von Gewässern mit geringer Leitfähigkeit dürfte primär auf die Konzentration der Vorkommen in den höher gelegenen, kühleren und von weniger basischen Sedimenten, beziehungsweise Grundwasserkörpern geprägten Lebensräumen zusammenhängen.

Fischbesiedlung (+), Besonnung (-) und hohe Feinsedimentablagerungen (+) sind die signifikanten Variablen bei einer logistischen Regression der aquatischen Habitatvariablen von *Rana temporaria* im Untersuchungsgebiet (Tab. 47). Alle diese Faktoren interkorrelieren mit dem Alter, das ebenfalls signifikant (+) ist.

Terrestrische Habitatwahl *Rana temporaria*

Rana temporaria kommt in 45 der 79 unterschiedenen Laichgewässerkomplexe vor. Er besiedelt vorzugsweise die waldreichen Landschaftsteile des Untersuchungsgebietes (Tab.48).

Zusammenfassung *Rana temporaria*

Alte Gewässer mit stabiler Wasserversorgung und guter Beschattung in waldreicher Landschaft kennzeichnen die Laichgewässer von *Rana temporaria im* Untersuchungsgebiet. Trotz noch stärkerer Toleranz bezüglich des Vorkommens von Fischen in den Laichgewässern gilt diesbezüglich Ähnliches wie für *Rana dalmatina*.

Tab. 47: Laichgewässer-Habitatwahl von *Rana temporaria*. Ergebnisse einer logistischen Regression mit Präsenz/Absenz von Larven als abhängige und den univariat signifikanten Habitatfaktoren als unabhängigen Variablen. Datenbasis: alle Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes. B = unstandardisierter logistischer Regressionskoeffizient, S.E. = Standard Error, FG = Freiheitsgrad.

Variable	B	S.E.	χ^2	FG	p
Fischbesiedlung	0,5182	0,1845	7,8901	1	0,0050
Besonnung	-0,0159	0,0062	6,6191	1	0,0101
Feinsed	0,0244	0,0113	4,6454	1	0,0311
Konstante	-1,1889	0,4244			

Tab. 48: Terrestrische Makrohabitatwahl von *Rana temporaria* im Untersuchungsgebiet. Geprüft werden Unterschiede in der Ausbildung von terrestrischen Habitatvariablen zwischen von der Art genutzten und ungenutzten Laichgewässerkomplexen in Kreisflächen mit r = 1000 m um das Zentrum des Laichgewässerkomplexes. Angegeben wird jeweils die Signifikanz der Testvariable (Mann-Whitney-U) mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse, * steht für p < 0,05, ** für p < 0,01.

Habitattyp	p
Wald	**0,000** **
Abbaugelände	**-0,000** **
Offenes Kulturland	-0,712

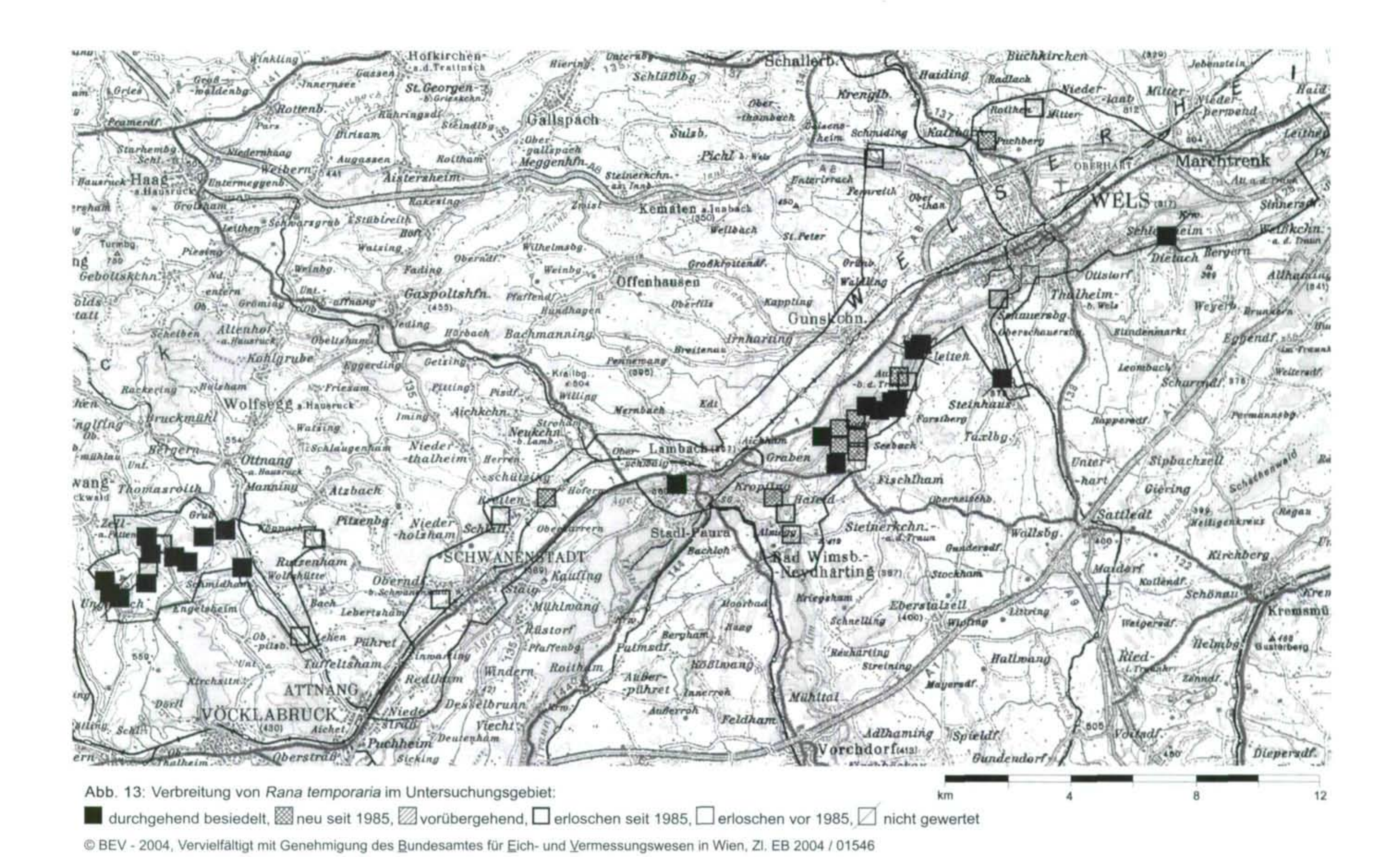


Abb. 13: Verbreitung von *Rana temporaria* im Untersuchungsgebiet:

■ durchgehend besiedelt, ▩ neu seit 1985, ▨ vorübergehend, □ erloschen seit 1985, □ erloschen vor 1985, ◸ nicht gewertet

4.1.11. Habitatwahl *Rana ridibunda*

Rana ridibunda ist seit Beginn der 1990er Jahre ein rezenter Neubesiedler der wärmsten Teile des Untersuchungsgebietes. Die derzeitige Verbreitung der Art könnte deshalb auch von der Lage der Bereiche, von denen die Besiedlung des Untersuchungsgebietes ausging, maßgeblich abhängen. Bisher besiedelt *Rana ridibunda* die tiefer gelegenen Lagen des Untersuchungsgebietes (Abb. 14) mit einem guten Angebot an großflächigen, stark besonnten und für die Überwinterung ausreichend tiefen Gewässern. Die Besiedlung ist zumindest durch das Aussetzen einzelner Tiere an zumindest 1-3 Stellen an Gartenteichen anthropogen begünstigt, möglicherweise auch durch ein Einschleppen mit Fischbrut. Eine natürliche Besiedlung vom flussabwärts gelegenen, etwa 20 km entfernten Donauraum kann nach derzeitigem Wissensstand nicht ausgeschlossen werden. Die Ausbreitung im Untersuchungsgebiet ist noch im Gang und hat neben der Welser Heide und dem nördlich angrenzenden Hügelland in der Traun-Austufe bereits Lambach erreicht. In den naturnahen Teilen der Traunauen bei Fischlham konnte sich *Rana ridibunda* bisher nicht behaupten, was zu einem Teil auch mit der geringen Eignung der temporären Augewässer für die Überwinterung zusammenhängen dürfte (alle Angaben aus eigenen Untersuchungen).

Laichgewässer-Habitatwahl *Rana ridibunda*

Immerhin 75 % der Laichgewässer von *Rana ridibunda* im Untersuchungsgebiet sind jünger als 15 Jahre. Zwei Drittel dieser Gewässer haben eine permanente Wasserführung, die Streuung bezüglich der Fläche und der Tiefe der genutzten Laichgewässer ist ausgesprochen groß. Alle

Tab. 50: Laichgewässer-Habitatwahl von *Rana ridibunda*. Ergebnisse univariater Testverfahren mit Präsenz (n=12) / Absenz der Art als abhängige Variable und Habitateigenschaften als unabhängigen Variablen. Zur Datenbasis siehe Tab. 9, Kapitel 4.1.1. Angegeben werden jeweils die Signifikanzen der Testvariablen mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse.

Variable	Einheit	Man-Whit U-Test	Wilcoxon
Alter	Jahre	**-0,001**	0,385
Fläche	m^2	**0,007**	0,182
Wasserführung	Kategorien	0,232	0,149
Tiefe bei Mittelwasser	cm	**0,039**	0,209
Ufertiefe	cm	-0,703	0,480
Feinsedimente	cm	-0,374	0,104
Leitfähigkeit	µSiem	-0,137	-0,314
Temperatur maximal	°C	**0,001**	0,441
Besonnung	%	**0,000**	0,132
Vegetationslos	%	-0,336	-0,130
Vegetation submers	%	0,170	0,084
Vegetation Röhricht	%	0,337	0,110
Vegetation Schwimmbl	%	0,337	1,000
Vegetation Σ	%	0,266	0,110
Fischbesiedlung	Kategorien	0,518	0,751

Tab. 49: Habitatwahl von *Rana ridibunda*. Charakterisierung der Laichgewässer des Jahres 1999 (n=12); Minimum, Maximum, Median und Quartile der untersuchten Variablen.

Variable	Einheit	Minimum	Quartil 25%	Median	Quartil 75%	Maximum
Alter	Jahre	1,0	5,0	7,0	14,5	15,0
Fläche	m^2	80,0	150,0	220,0	2520,0	30000,0
Wasserführung	Kategorien	1	1	3	3	3
Tiefe bei Mittelwasser	cm	11,0	50,0	61,0	80,3	150,0
Ufertiefe	cm	10,0	20,3	24,0	29,8	38,0
Feinsedimentablagerungen	cm	1,0	2,5	6,0	14,5	25,0
Leitfähigkeit	µSiem	193,0	343,5	433,0	524,5	629,0
Temperatur maximal	°C	23,1	24,1	27,3	30,8	31,6
Besonnung	%	60,0	82,5	95,0	100,0	100,0
Vegetationslos	%	10,0	22,8	52,3	85,5	100,0
Vegetation submers	%	0,0	0,0	14,4	50,0	80,0
Vegetation Röhricht	%	0,0	10,2	16,7	23,5	51,9
Vegetation Schwimmblatt	%	0,0	0,0	0,0	7,0	50,0
Vegetation Σ	%	0,0	14,5	49,5	92,3	130,0
Fischbesiedlung	Kategorien	0	0	0	2	3

Gewässer sind zu über 60 % besonnt und weisen ausgesprochen hohe Maximaltemperaturen auf. Die Vegetationssummen liegen im Durchschnitt; zu 75 % sind die Gewässer von Fischen gänzlich unbesiedelt oder kaum beeinflusst (Kategorien 0,1 siehe Methode) (Tab. 49). Bei diesen Befunden muss beachtet werden, dass die Nutzung von Habitatqualitäten durch eine rezent expansive Art noch nicht stabilisiert sein muss.

Bei einem univariaten Vergleich der von *Rana ridibunda* besiedelten mit den von ihm nicht besiedelten Gewässern des Untersuchungsgebietes ergeben sich folgende Präferenzen (Tab. 50): *Rana ridibunda* besiedelt signifikant häufiger junge, stark besonnte und entsprechend warme, große und tiefe Gewässer. Schwache Trends bestehen hinsichtlich der Ausbildung der submersen Vegetation (+) und der Leitfähigkeit (-).

Das Temperaturmaximum ist die einzige signifikante Variable bei einem insgesamt signifikanten Ergebnis einer logistischen Regression ($p < 0{,}001$) der aquatischen Habitatvariablen von *Rana ridibunda* im Untersuchungsgebiet (Tab. 51).

Terrestrische Habitatwahl *Rana ridibunda*

Rana ridibunda kommt in 10 der 79 unterschiedenen Laichgewässerkomplexe vor. Er bevorzugt Laichgewässerkomplexe in Landschaften mit geringer Ausdehnung von Waldflächen in den wärmsten Teilen des Untersuchungsgebietes. Darüber hinaus besteht eine Bevorzugung von Landschaften mit Abbaugeländen (Tab. 52), was mit der Besiedlung größerer Grundwasserteiche in Kiesgruben zusammenhängt. Für den überwiegend aquatisch lebenden *Rana ridibunda* ist die Ausbildung der terrestrischen Lebensräume in erster Linie während der Migration und möglicherweise über indirekte Einflüsse auf die aquatischen Lebensräume, wie etwa Beschattung, von Bedeutung.

Zusammenfassung *Rana ridibunda*

Die bevorzugten Gewässer von *Rana ridibunda* sind groß, tief aber nicht unbedingt steilufrig, gut besonnt und liegen in der offenen Landschaft in den tiefsten und wärmsten Lagen des Untersuchungsgebietes. Der einzig übergeordnet bedeutende Faktor ist eine hohe Gewässertemperatur. Die Neuanlage entsprechender Gewässer dürfte hauptverantwortlich für erfolgreiche Besiedlungsprozesse sein.

Tab. 51: Laichgewässer-Habitatwahl von *Rana ridibunda*. Ergebnisse einer logistischen Regression mit Präsenz/Absenz von Larven als abhängige und den univariat signifikanten Habitatfaktoren als unabhängigen Variablen. Datenbasis: alle Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes. B = unstandardisierter logistischer Regressionskoeffizient, S.E. = Standard Error, FG = Freiheitsgrad.

Variable	B	S.E.	χ^2	FG	p
Temperatur max.	0,2629	0,0836	9,8936	1	0,0017
Konstante	-9,2207	2,2648			

Tab. 52: Terrestrische Makrohabitatwahl von *Rana ridibunda* im Untersuchungsgebiet. Geprüft werden Unterschiede in der Ausbildung von terrestrischen Habitatvariablen zwischen von der Art genutzten und ungenutzten Laichgewässerkomplexen in Kreisflächen mit r = 1000 m um das Zentrum des Laichgewässerkomplexes. Angegeben wird jeweils die Signifikanz der Testvariable (Mann-Whitney-U) mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse, * steht für $p < 0{,}05$, ** für $p < 0{,}01$.

Habitattyp	p
Wald	**-0,019 ***
Abbaugelände	**0,019 ***
Offenes Kulturland	-0,941

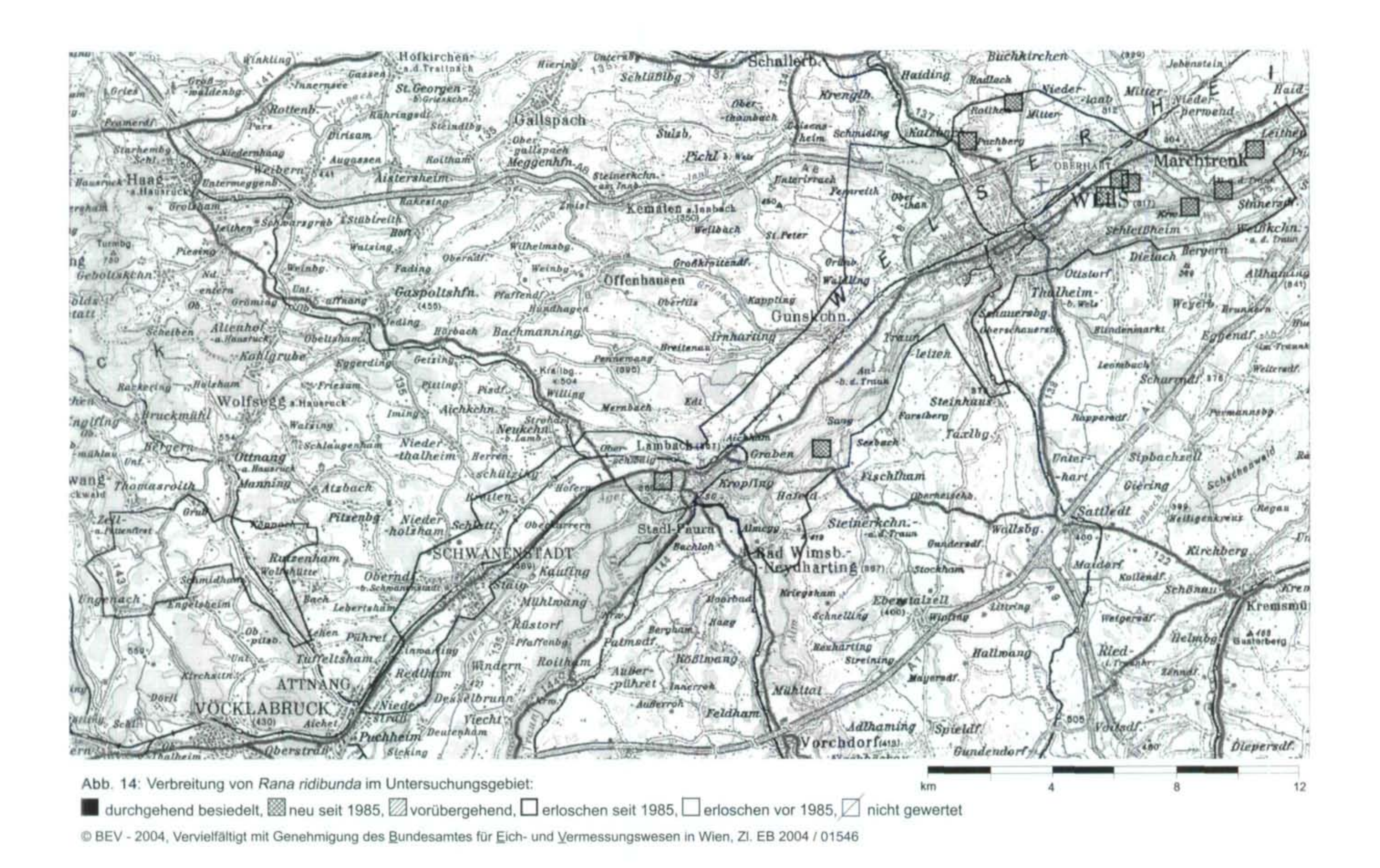


Abb. 14: Verbreitung von *Rana ridibunda* im Untersuchungsgebiet:
■ durchgehend besiedelt, ▩ neu seit 1985, ▨ vorübergehend, □ erloschen seit 1985, □ erloschen vor 1985, ◿ nicht gewertet

km 4 8 12

4.1.12. Habitatwahl *Rana lessonae* und *Rana esculenta*

Für *Rana lessonae* und *Rana esculenta*, die im Untersuchungsgebiet stabile Mischpopulationen ausbilden, kann ein Fehlen autochthoner Vorkommen nicht ausgeschlossen werden. So weit im Detail überblickbar, existierte vor 20 Jahren eine einzige vitale Mischpopulation in einem Fischteichkomplex bei Steinhaus am Südrand des Untersuchungsgebietes (SCHUSTER 1994). Vermutlich von dort ausgehend traten immer wieder einzelne Exemplare in den relativ nahen Traunauen auf. In der Welser Heide existierte ein kleines Vorkommen am Stadtrand von Wels, das vermutlich auf ausgesetzte Tiere zurückgeht. Während des Untersuchungszeitraumes kam es an mehreren Stellen zu weiteren Aussetzungen an Gartenteichen. Mit der Etablierung neuer Laichpopulationen in den naturnahen Traunauen, sind diese beiden Wasserfroschtaxa in den niederen Lagen relativ weit verbreitet (Abb. 15). Möglicherweise finden derzeit in Teilen des Untersuchungsgebietes Verdrängungsprozesse durch *Rana ridibunda* statt; die kurze Dauer des Aufeinandertreffens der drei Taxa im Untersuchungsgebiet verhindert hier eine abschließende Beurteilung.

Laichgewässer-Habitatwahl *Rana lessonae* und *Rana esculenta*

85 % der Laichgewässer von *Rana lessonae* und *Rana esculenta* im Untersuchungsgebiet erreichen ein Mindestalter von 15 Jahren. Die Ansprüche bezüglich Fläche und Tiefe der genutzten Laichgewässer sind ausgesprochen hoch: Nur wenige sind kleiner als 100 m², mehr als 40 %

Tab. 54: Laichgewässer-Habitatwahl von *Rana lessonae* und *esculenta*. Ergebnisse univariater Testverfahren mit Präsenz (n=19) / Absenz der Art bzw. der Populationsgröße als abhängige Variable und Habitateigenschaften als unabhängigen Variablen. Zur Datenbasis siehe Tab. 30, Kapitel 4.1.6. Angegeben werden jeweils die Signifikanzen der Testvariablen mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse.

Variable	Einheit	Man-Whit U-Test	Spearman
Alter	Jahre	0,236	-0,581
Fläche	m²	**0,000**	0,351
Wasserführung	Kategorien	**0,000**	**0,041**
Tiefe bei Mittelwasser	cm	**0,000**	**0,049**
Ufertiefe	cm	**0,000**	0,332
Feinsedimente	cm	-0,528	-0,897
Leitfähigkeit	µSiem	0,631	-0,934
Temperatur maximal	°C	**0,001**	0,151
Besonnung	%	**0,000**	0,196
Vegetationslos	%	-0,081	-0,894
Vegetation submers	%	**0,000**	0,166
Vegetation Röhricht	%	-0,610	0,613
Vegetation Schwimmbl	%	**0,000**	0,722
Vegetation Σ	%	**0,012**	0,591
Fischbesiedlung	Kategorien	**0,000**	0,100

Tab. 53: Habitatwahl von *Rana lessonae* und *Rana esculenta*. Charakterisierung der Laichgewässer des Jahres 1999 (n=19); Minimum, Maximum, Median und Quartile der untersuchten Variablen.

Variable	Einheit	Minimum	Quartil 25%	Median	Quartil 75%	Maximum
Alter	Jahre	2,0	15,0	15,0	15,0	15,0
Fläche	m²	13,0	85,0	800,0	2300,0	30000,0
Wasserführung	Kategorien	2	3	3	3	3
Tiefe bei Mittelwasser	cm	38,0	62,0	100,0	150,0	150,0
Ufertiefe	cm	10,0	33,8	40,0	54,3	85,0
Feinsedimentablagerungen	cm	1,0	3,0	6,5	11,0	80,0
Leitfähigkeit	µSiem	319,0	384,0	502,0	632,0	729,0
Temperatur maximal	°C	18,6	23,9	25,1	27,0	28,6
Besonnung	%	51,0	70,0	85,0	100,0	100,0
Vegetationslos	%	0,0	11,5	55,0	78,0	100,0
Vegetation submers	%	0,0	5,0	25,0	66,7	100,0
Vegetation Röhricht	%	0,0	2,0	5,0	15,0	45,5
Vegetation Schwimmblatt	%	0,0	5,0	16,7	40,0	98,8
Vegetation Σ	%	0,0	29,0	83,0	89,0	165,0
Fischbesiedlung	Kategorien	0	2	3	3	3

aber größer als 1.000 m^2; zu knapp 90 % sind sie tiefer als 50 cm. 90 % der Gewässer weisen eine permanente Wasserführung auf. Keines der Laichgewässer dieser beiden Wasserfroschtaxa ist zu weniger als 50 % besonnt, zu 95 % liegen die Maximaltemperaturen zwischen 22 und 29°C. Die Vegetationssummen liegen sehr hoch, nur wenige der Gewässer weisen Werte unter 50 % Gewässerfläche auf, was insbesondere bei der Wahl großer Gewässer etwas überrascht. Zu nahezu 80 % sind die Gewässer von Fischen in bedeutendem Ausmaße besiedelt (Tab. 53).

Ein Vergleich der von *Rana lessonae* und *Rana esculenta* besiedelten und unbesiedelten Amphibienlaichgewässer weist diese als im Untersuchungsgebiet stark selektierende Amphibientaxa mit klaren Präferenzen für einen bestimmten Gewässertypus aus (Tab. 54). Nach den univariaten Testverfahren bevorzugen sie im Untersuchungsgebiet große, tiefe, steilufrige und permanent wasserführende Gewässer. Diese sind stark besonnt, warm, gut bewachsen und insbesondere mit einer guten Unterwasser- und Schwimmblattvegetation ausgebildet. *Rana lessonae* und *Rana esculenta* besiedeln auch vergleichsweise fischreiche Gewässer, in denen erfolgreiche Reproduktion belegt werden konnte. Große Laichgesellschaften bevorzugen tiefere Gewässer mit stabiler Wasserführung.

Bei einer logistischen Regression der Habitatvariablen der besiedelten und unbesiedelten Laichgewässer dieser beiden Wasserfroschtaxa ergibt sich ein signifikantes Modell ($p < 0{,}001$) mit den signifikanten Variablen Temperaturmaximum (+), Vegetationssumme (+), Fischvorkommen (+) und Wasserführung (+) (Tab. 55).

Terrestrische Habitatwahl
Rana lessonae und *Rana esculenta*

Rana lessonae und *Rana esculenta* kommen in 15 der 79 unterschiedenen Laichgewässerkomplexe vor. Tab. 56 zeigt einen Trend in Richtung der Besiedlung von Gewässerkomplexen in waldreicheren Landschaften. Dies sollte allerdings nicht überbewertet werden, da bei überwiegend aquatisch lebenden Amphibientaxa die Ausbildung des terrestrischen Makrohabitats eine im Vergleich zu den Gewässerlebensräumen untergeordnete Rolle spielen sollte.

Zusammenfassung
Rana lessonae und *Rana esculenta*

Groß dimensionierte, stabil wasserführende, stark besonnte und gut bewachsene Gewässer im Einzugsbereich waldreicherer Landschaften charakterisieren die Laichgewässerwahl dieser Wasserfroschtaxa, die zusätzlich oder in Zusammenhang mit oben genannter Ausbildung von Variablen eine relativ hohe Fischtoleranz zeigen.

Tab. 55: Laichgewässer-Habitatwahl von *Rana esculenta* und *Rana lessonae*. Ergebnisse einer logistischen Regression mit Präsenz/Absenz als abhängige und den univariat signifikanten Habitatfaktoren als unabhängigen Variablen. Datenbasis: alle Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes. B = unstandardisierter logistischer Regressionskoeffizient, S.E. = Standard Error, FG = Freiheitsgrad

Variable	B	S.E.	χ^2	FG	p
Temperatur max.	0,3331	0,1069	9,7135	1	0,0018
Vegetation Σ	0,0199	0,0069	8,4067	1	0,0037
Fischbesiedlung	0,8215	0,3032	7,3404	1	0,0067
Wasserführung	1,6504	0,7771	4,5105	1	0,0337
Konstante	-16,4772	3,9817			

Tab. 56: Terrestrische Makrohabitatwahl von *Rana lessonae* und *Rana esculenta* im Untersuchungsgebiet. Geprüft werden Unterschiede in der Ausbildung von terrestrischen Habitatvariablen zwischen von der Art genutzten und ungenutzten Laichgewässerkomplexen in Kreisflächen mit r = 1000 m um das Zentrum des Laichgewässerkomplexes. Angegeben wird jeweils die Signifikanz der Testvariable (Mann-Whitney-U) mit Vorzeichen; fett gedruckt sind signifikante oder hochsignifikante Testergebnisse, * steht für $p < 0{,}05$, ** für $p < 0{,}01$.

Habitattyp	p
Wald	0,067
Abbaugelände	-0,699
Offenes Kulturland	**-0,001 ****

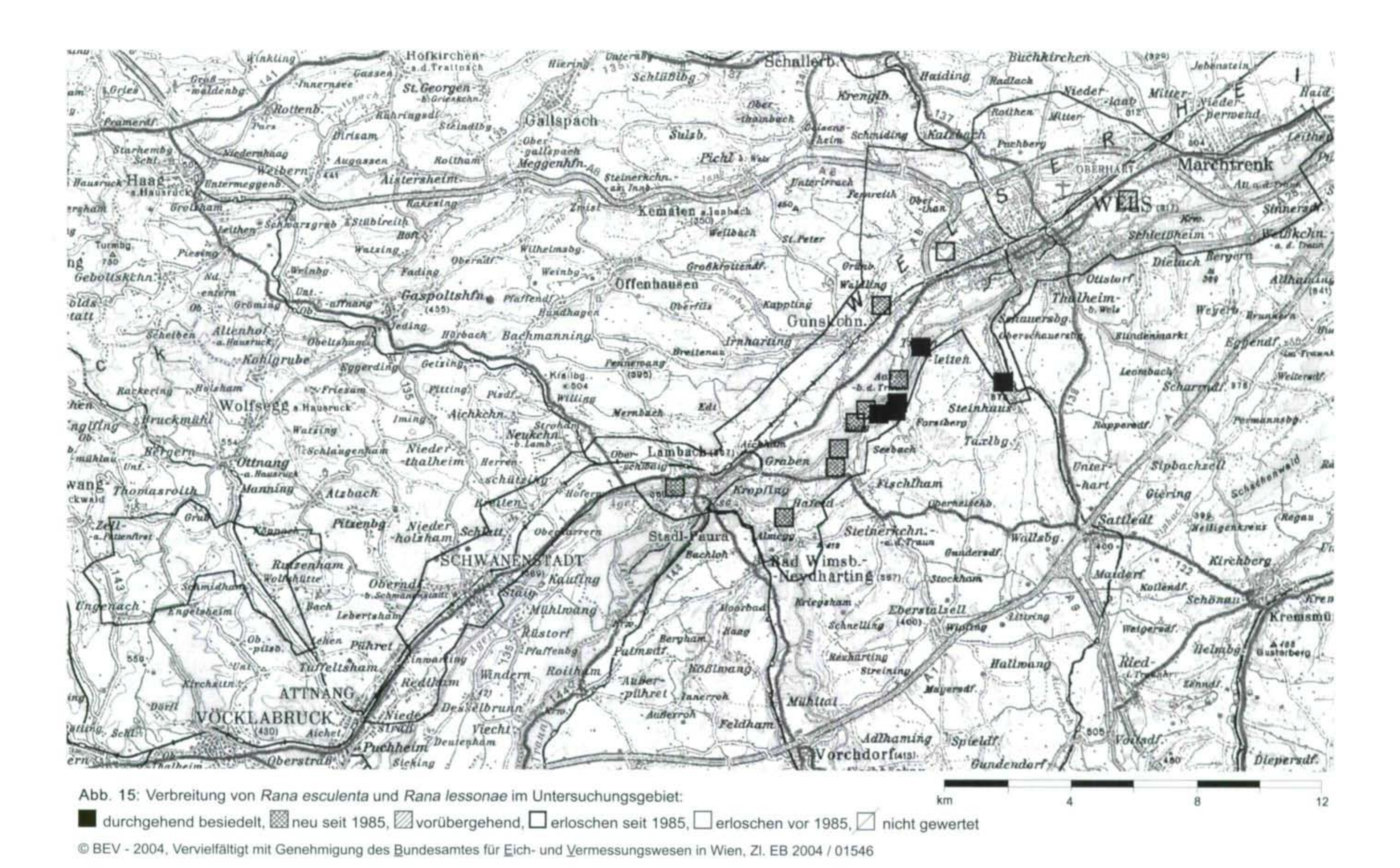


Abb. 15: Verbreitung von *Rana esculenta* und *Rana lessonae* im Untersuchungsgebiet:
■ durchgehend besiedelt, ▩ neu seit 1985, ▨ vorübergehend, □ erloschen seit 1985, □ erloschen vor 1985, ◿ nicht gewertet

4.2. Vergleich der Habitatwahl der Arten

4.2.1. Alter der Laichgewässer

In Abb. 16 ist für die untersuchten Amphibienarten der Anteil derjenigen Laichgewässer angegeben, die im Untersuchungszeitraum von 15 Jahren durchgehend existiert haben. *Bombina variegata*, *Bufo viridis*, *Hyla arborea* und *Rana ridibunda* kommen schwerpunktmäßig in den jüngeren Gewässern des Untersuchungsgebietes vor. Die Arten mit Bevorzugung junger Gewässer können als flexible Pionierarten aufgefasst werden, die rasch auf ein verändertes Laichplatzangebot reagieren können. Bei *Rana ridibunda* dürfte die Bevorzugung dieser Gewässertypen großteils aber aufgrund eines jüngst erfolgten Besiedelungsprozesses mitbedingt sein: Die neuentstandenen Kleingewässer, die dieser Art die Besiedlung des Gebietes ermöglichten, sind großteils Gewässer, die aller Voraussicht nach dauerhafte Besiedlungsmöglichkeiten bieten. Die Art vermag neuentstehende, geeignete Gewässer nicht nur rasch, sondern im Gegensatz zu den möglicherweise konkurrenzschwächeren Arten auch dauerhaft zu besiedeln. *Triturus vulgaris* und *Bufo bufo* nehmen eine Übergangsstellung ein, treten sowohl als effektive Neubesiedler auf, kommen aber auch in bereits längere Zeit existierenden Gewässern durchgehend vor. *Triturus alpestris*, *Triturus carnifex*, *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und die Wasserfrösche besiedeln bevorzugt ältere, stabile Gewässer. Zumindest für *Salamandra salamandra*, *Triturus alpestris* und *Rana temporaria* muss berücksichtigt werden, dass diese Arten hier am Rande ihres potenziell besiedelbaren Areals an der Untergrenze ihrer Vertikalverbreitung vorkommen und hier in höherem Ausmaß aus mikroklimatischen Gründen an Waldlebensräume gebunden sind. Deshalb sollten diese Arten von vornherein einen Nachteil bei der Neubesiedelung neuentstandener Gewässer in der offenen Kulturlandschaft des Untersuchungsgebietes aufweisen. *Salamandra salamandra* ist bezüglich seiner abweichenden Ansprüche an die Laichgewässer nur bedingt mit den anderen Arten vergleichbar.

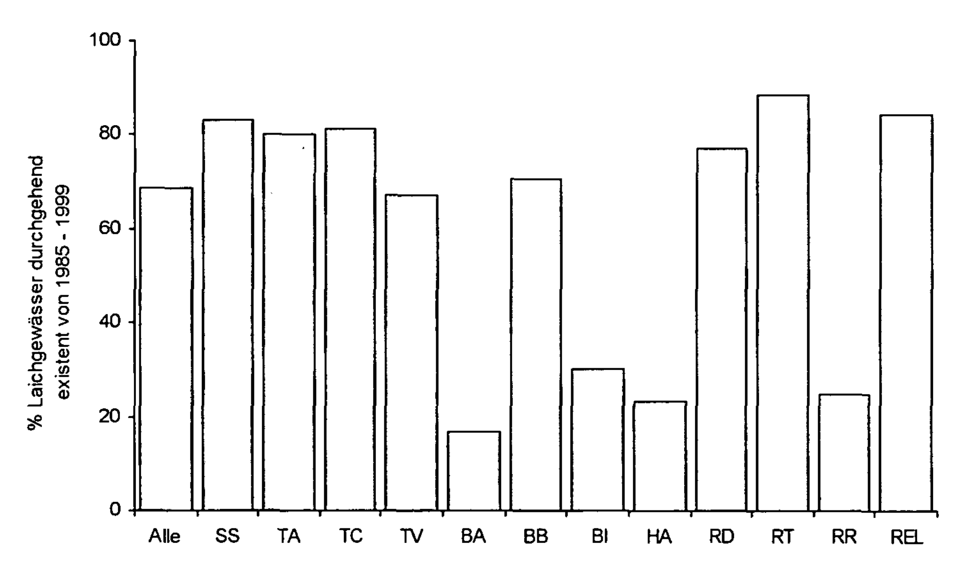


Abb. 16: Alter der Laichgewässer der Amphibienarten des Untersuchungsgebietes. Angegeben ist der Prozentanteil der 1999 im Untersuchungsgebiet von einer Art genutzten Laichgewässer, die bereits 1985 existiert haben, unabhängig von einer damaligen Nutzung durch die jeweilige Art. ALLE alle Laichgewässer, Ss *Salamandra salamandra,* Ta *Triturus alpestris,* Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.2.2. Fläche der Laichgewässer

Salamandra salamandra und *Bombina variegata* bevorzugen ausgesprochen kleine Laichgewässer; schwerpunktmäßig in Gewässern mit Flächen kleiner als 500 m² kommen die Molcharten und Braunfrösche vor. Vergleichsweise sehr große Laichgewässer mit mehr als 1000 m² suchen die Echten Kröten und die Wasserfrösche zur Fortpflanzung auf.

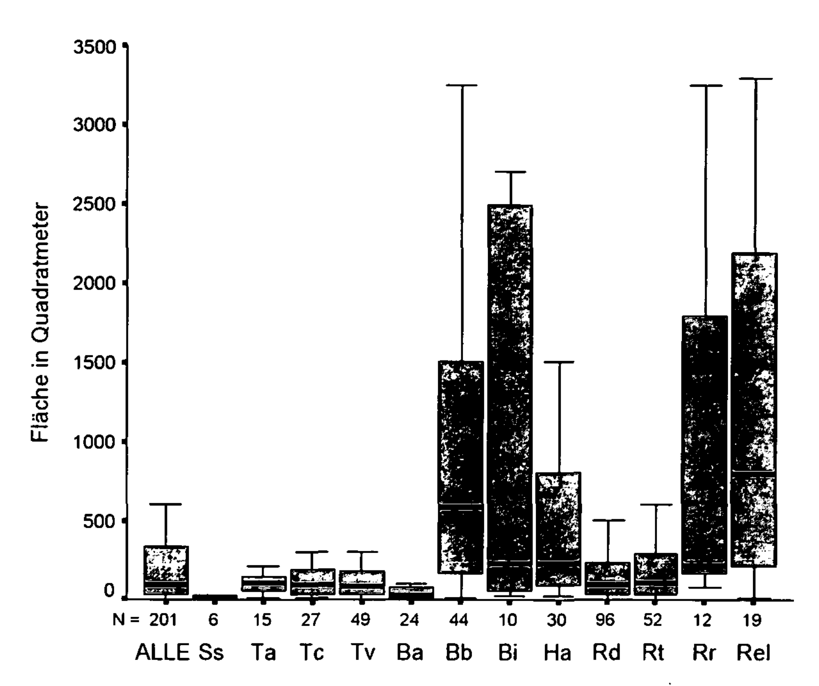


Abb. 17: Flächenausdehnung der Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes für alle Laichgewässer und die Laichgewässer der einzelnen Arten: Median (Querlinie), Interquartilbereich mit 50% der Werte (Box). ALLE alle Laichgewässer, Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.2.3. Volumen der Laichgewässer

Das Volumen wird als errechneter und damit als von bedeutenden Habitatparametern wie Fläche und Maximaltiefe abhängiger Wert in der Auswertung nicht weiter berücksichtigt, da der Erkenntniszuwachs in Relation zu einer dadurch weiter ansteigenden multivariaten Kollinearität gering ist. Für einen diesbezüglichen Artenvergleich werden die Ergebnisse hier grafisch dargestellt. Die Ergebnisse hinsichtlich der Präferenzen der Arten entsprechen weitestgehend denjenigen in Abb. 17. Vergleicht man die beiden Abbildungen fällt auf, dass *Bufo viridis* zwar sehr großflächige Gewässer zu nutzen vermag, bei Berücksichtigung der Gewässervolumina im Vergleich zu den Wasserfröschen und *Bufo bufo* aber deutlich abfällt. Dies hängt mit der Besiedlung sehr großer, aber überwiegend flacher Gewässer zusammen. Vor allem die Schwanzlurche und *Bombina variegata* sind Besiedler von Gewässern mit ausgesprochen geringen Volumina. Bei den Werten für die Wasserfrösche und *Bufo bufo* ist zu beachten, dass die Gesamtvolumina eines kleinen Teiles der besiedelten Gewässer unterschätzt werden, da für Gewässer mit Maximaltiefen über 1,5 m nur 1,5 m Tiefe gewertet wird. Tatsächlich sind die Mittelwasser-Tiefenbereiche über 1,5 m für die Arten nur sehr eingeschränkt oder nicht nutzbar, sodass bei den Werten in Abb. 18 davon ausgegangen wird, dass die tatsächlich verfügbaren Volumina dargestellt sind.

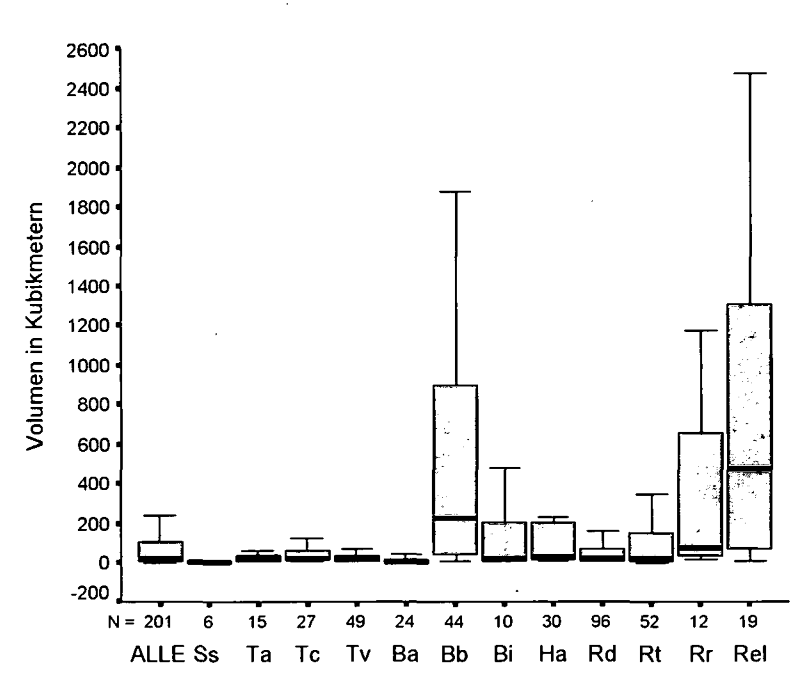


Abb.18: Volumen der Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes für alle Laichgewässer und die Laichgewässer der einzelnen Arten: Median (Querlinie), Interquartilbereich mit 50% der Werte (Box). ALLE alle Laichgewässer, Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.2.4. Maximaltiefe der Laichgewässer bei Mittelwasserstand

Salamandra salamandra, *Bufo viridis* und *Bombina variegata* bevorzugen stärker als andere Amphibienarten Gewässer mit geringen Tiefen. *Bufo bufo* und die Wasserfrösche fallen als Besiedler vergleichsweise tiefer Gewässer auf. Zu beachten ist, dass für Gewässer mit Maximaltiefen von über 1,5 m nur 1,5 m Tiefe gewertet werden.

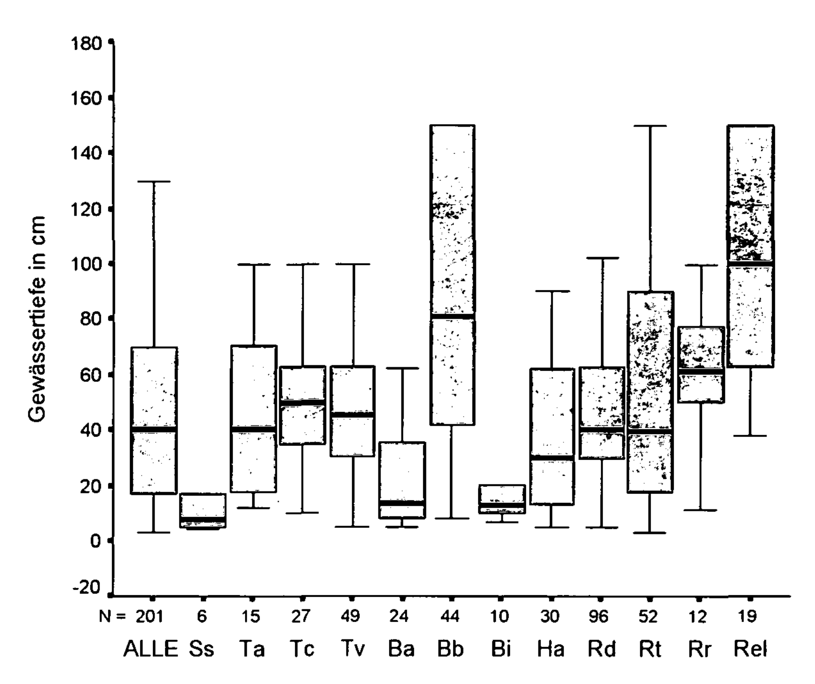


Abb.19: Maximaltiefe bei Mittelwasserstand der Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungs-gebietes für alle Laichgewässer und die Laichgewässer der einzelnen Arten: Median (Querlinie), Interquartilbereich mit 50% der Werte (Box). ALLE alle Laichgewässer, Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.2.5. Ufertiefe der Laichgewässer

Gewässer mit geringen Ufertiefen bevorzugen *Salamandra salamandra* und insbesondere *Bufo viridis*. Für *Bufo viridis* kann dies mit der Bevorzugung ausgedehnter Flachwasserzonen in Überschwemmungsgebieten erklärt werden, die einerseits strukturell den Anforderungen der rufenden Männchen, andererseits den vermutlich hohen Temperaturansprüchen der Larven für eine rasche Entwicklung indirekt entgegenkommen. Die geringe Bindung von *Rana lessonae* und *Rana esculenta* an flache Ufer dürfte auf die Eignung einer Schwimmblattvegetationsdecke als Sitzstruktur für diese sich gerne sonnenden Wasserfroschtaxa zurückführbar sein. Die geringen Ufertiefen in den Laichgewässern von *Salamandra salamandra* beruhen auch auf die vergleichsweise geringen Tiefen der besiedelten Fliessgewässer in den Quellbereichen.

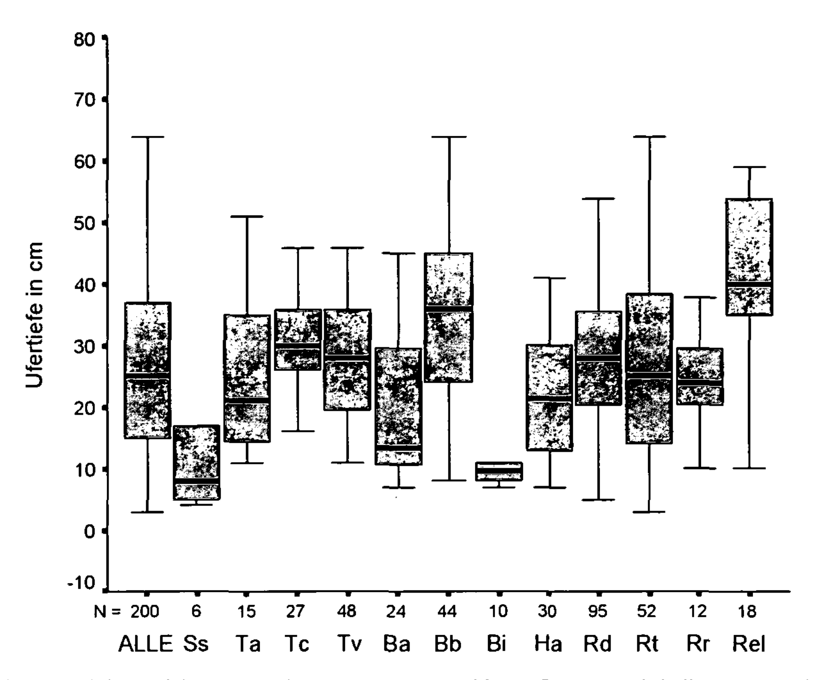


Abb. 20: Ufertiefe der Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes. Gewertet wird die Gewässertiefe bei Mittelwasserstand einen Meter vom Ufer entfernt als Maß für die Ufemeigung für alle Laichgewässer und die Laichgewässer der einzelnen Arten: Median (Querlinie), Interquartilbereich mit 50% der Werte (Box). ALLE alle Laichgewässer, Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.2.6. Wasserführung der Laichgewässer

Deutlich überdurchschnittliche Bevorzugung stabil wasserführender Gewässer zeigen *Salamandra salamandra, Bufo bufo, Rana temporaria* und die Wasserfrösche. Die Molcharten und *Rana dalmatina* liegen in etwa im mittleren Bereich des Angebotes. Ausgeprägte Spezialisten von regelmäßig innerhalb eines Jahres austrocknenden Kleingewässern sind *Bombina variegata* und *Bufo viridis. Hyla arborea* liegt im Übergangsbereich dieser Spezialisten zu den diesbezüglich indifferenten Arten.

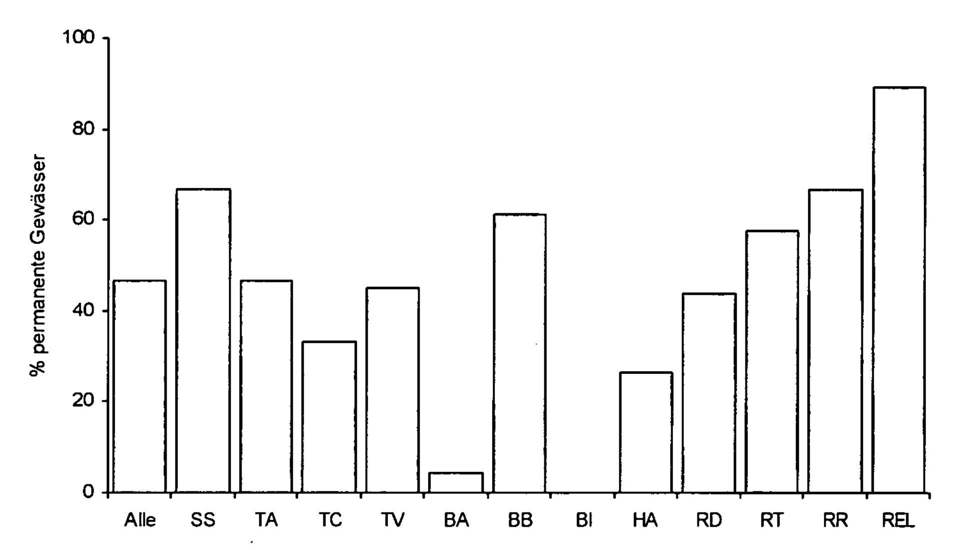


Abb. 21: Wasserführung der Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes für alle Laichgewässer und die Laichgewässer der einzelnen Arten: Angegeben wird der Prozentanteil der permanent wasserführenden Laichgewässer an den von einer Art genutzten Laichgewässern des Untersuchungsgebietes. ALLE alle Laichgewässer, Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae.*

4.2.7. Feinsedimentablagerungen in den Laichgewässern

Die Feinsedimentablagerungen in den Laichgewässern stehen in Zusammenhang mit ihrer Hydrologie und ihrem Alter: ältere, reifere Gewässer weisen in der Regel mächtigere Ablagerungen auf als junge. In Augewässern sind mächtige Ablagerungen ein Anzeichen für regelmäßige Überflutungen mit aber geringen Durchflussmengen bzw. Durchflussgeschwindigkeiten, weshalb hier Sedimentationsprozesse die Erosionstätigkeit überwiegen. Die geringere Mächtigkeit von Feinsedimenten in den Laichgewässern der drei Pionierarten *Bombina variegata*, *Bufo viridis* und *Hyla arborea* steht primär in Zusammenhang mit dem geringen Alter der bevorzugten Laichgewässer dieser Arten. Ob die geringen Feinsedimentablagerungen an der Wahl dieser Laichgewässer ausschlaggebend sind, kann daraus nicht geschlossen werden. Die geringe Mächtigkeit in den Laichgewässern der Arten großer, tiefer Gewässer (*Bufo bufo*, Wasserfrösche) steht damit in Zusammenhang, dass besonders die sehr tiefen Gewässer, die zu einem Großteil als alte Gewässer potenziell ausgesprochen mächtige Feinsedimentablagerungen aufweisen müßten, hinsichtlich der Ablagerungen nicht erfassbar waren. In dieser Auswertung fällt die Besiedlung alter, reifer Gewässer durch die Gattung *Triturus* und die Braunfrösche auf.

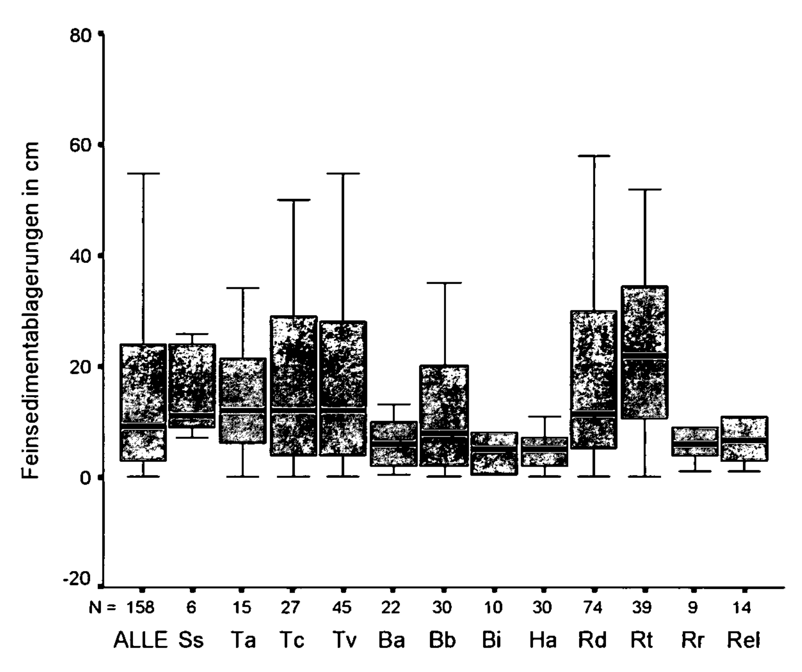


Abb. 22: Mächtigkeit der Feinsedimentablagerungen der Amphibien-Laichgewässern des Untersuchungsgebietes für alle Laichgewässer und die Laichgewässer der einzelnen Arten: Median (Querlinie), Interquartilbereich mit 50% der Werte (Box). ALLE alle Laichgewässer, Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.2.8. Leitfähigkeit der Laichgewässer

Artspezifische Unterschiede in der Ausbildung der Leitfähigkeit der Laichgewässer beruhen auf voraussichtlich zufälligen Zusammenhängen: Saure Gewässer treten z.B. überwiegend in den höheren Lagen, basische Gewässer in den Traunauen der niederen Lagen auf. Die höheren Werte für *Triturus carnifex* und *Rana dalmatina* sind mit der großen Bedeutung der Kleingewässer der von basischen Verhältnissen geprägten Traunauen erklärbar, die geringen Werte für *Salamandra salamandra* und *Triturus alpestris* mit dem schwerpunktmäßigen Vorkommen im bodensauren hausruckviertler Hügelland. Leitfähigkeiten zwischen 400 und 600 Mikrosiemens sollten keine wesentlichen Selektionskriterien für die Arten bedeuten. Den mit Abstand extremsten Wert mit 2470 Mikrosiemens zeigt ein Laichgewässer von *Bufo viridis*, in dem auch einzeln große, vitale Larven festgestellt werden konnten (Der Wert wurde als Ausreißer klassifiziert und deshalb in Abb. 23 nicht dargestellt). Zum jetzigen Zeitpunkt gibt es keinen Anhaltspunkt dafür, dass ökologische Faktoren, die sich in unterschiedlich hohen Leitfähigkeitswerten ausprägen, die Habitatwahl einer Amphibienart im Untersuchungsgebiet beeinflussen.

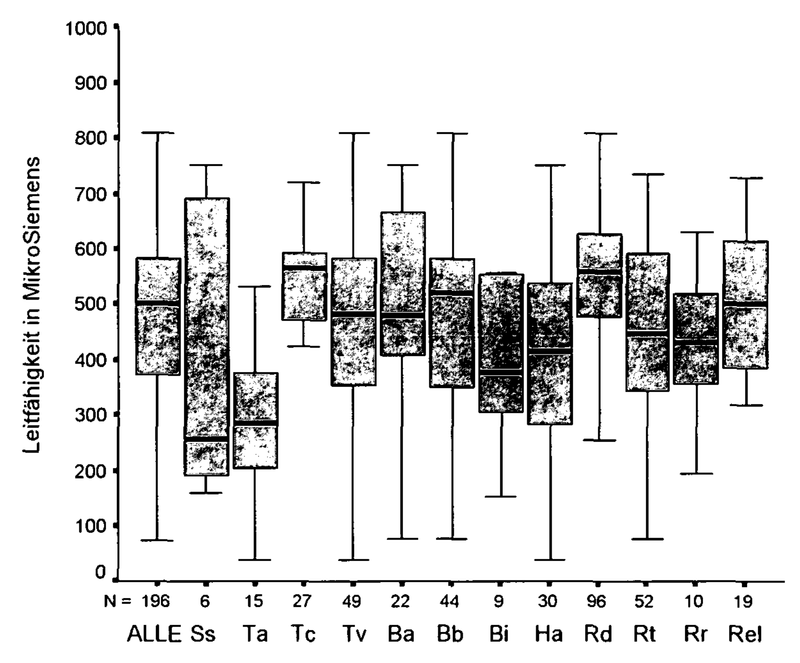


Abb. 23: Leitfähigkeit [µSiemens] in den Amphibien-Laichgewässern des Untersuchungsgebietes für alle Laichgewässer und die Laichgewässer der einzelnen Arten: Median (Querlinie), Interquartilbereich mit 50% der Werte (Box). ALLE alle Laichgewässer, Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.2.9. Maximaltemperatur in den Laichgewässern

Aufgrund der festgestellten Maximaltemperaturen in den Laichgewässern können die drei Pionierarten *Bufo viridis*, *Hyla arborea* und *Bombina variegata* sowie die Wasserfrösche als – für mitteleuropäische Verhältnisse – wärmeliebend gelten. Ausgesprochen kalte Gewässer bevorzugt *Salamandra salamandra*, relativ kühle Gewässer weiters *Triturus alpestris* und die Braunfrösche.

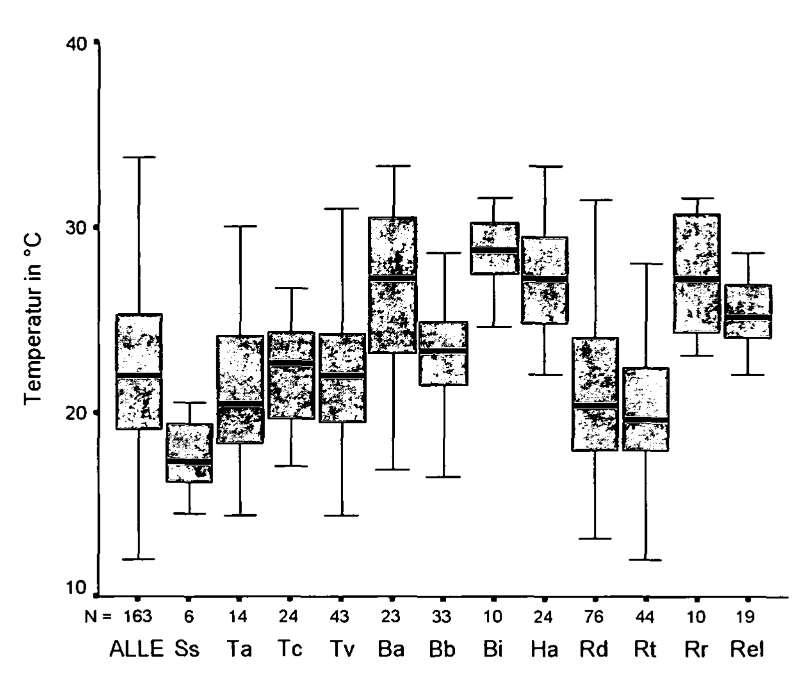


Abb. 24: Maximaltemperatur in den Amphibien-Laichgewässern des Untersuchungsgebietes für alle Laichgewässer und die Laichgewässer der einzelnen Arten in [°C]: Median (Querlinie), Interquartilbereich mit 50% der Werte (Box). ALLE alle Laichgewässer, Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.2.10. Besonnung der Laichgewässer

Korrespondierend mit der Gewässertemperatur weisen die drei Pionierarten *Bombina variegata*, *Bufo viridis* und *Hyla arborea* sowie die Wasserfroschtaxa die höchsten Besonnungswerte in ihren Laichgewässern auf. Demgegenüber sind nahezu alle Laichgewässer von *Salamandra salamandra* vollständig beschattet.

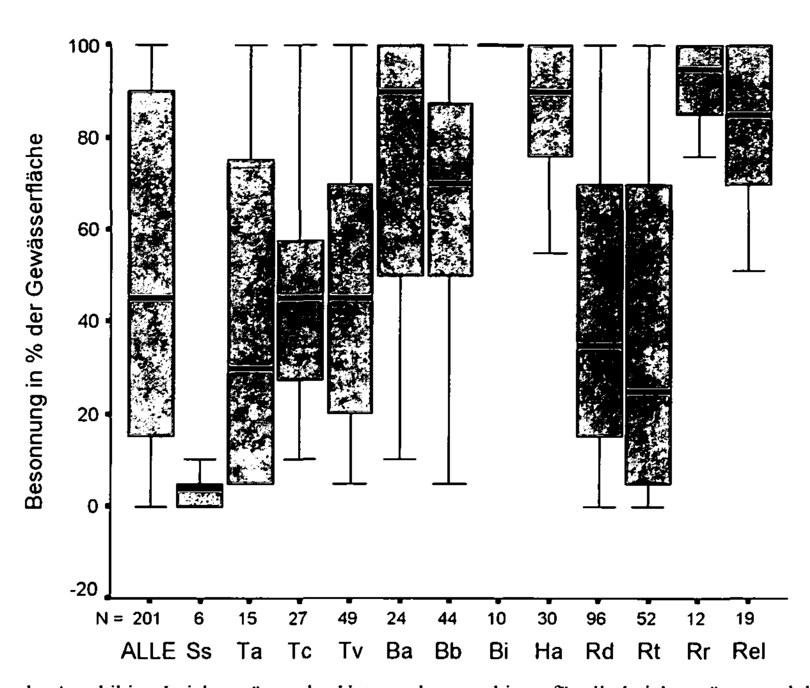


Abb. 25: Besonnung der Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes für alle Laichgewässer und die Laichgewässer der einzelnen Arten [in % der Oberfläche]: Median (Querlinie), Interquartilbereich mit 50% der Werte (Box). ALLE alle Laichgewässer, Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.2.11. Ausbildung der Vegetation in den Laichgewässern

Die drei Wassermolcharten und die Wasserfrösche können als Spezialisten reich bewachsener Gewässer gelten. Die Laichgewässer von *Bufo viridis* und in etwas abgeschwächtem Ausmaß diejenigen von *Salamandra salamandra*, *Bombina variegata* und *Bufo bufo* sind vegetationsarm. Details zu den einzelnen Straten werden hier nicht behandelt.

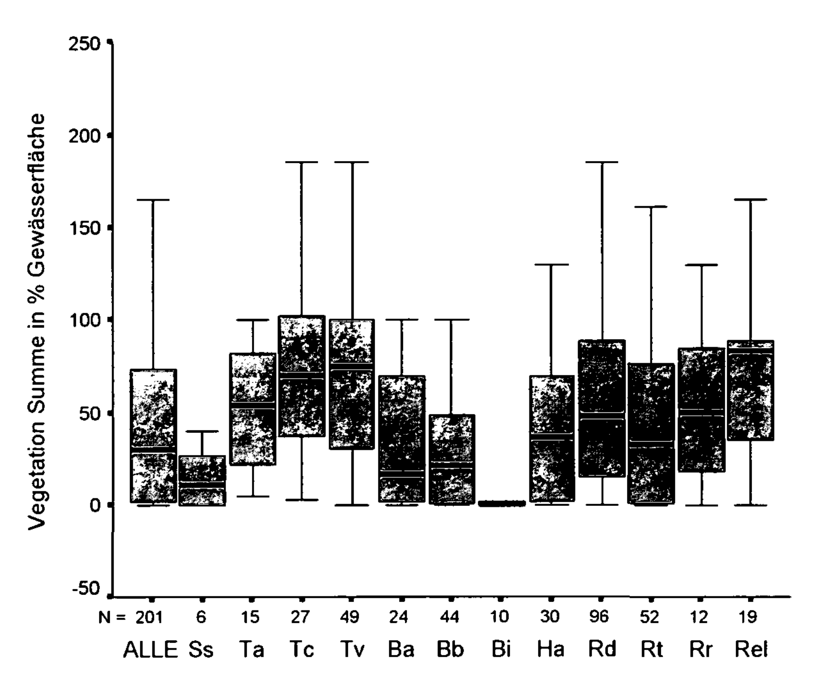


Abb. 26: Vegetation in den Amphibien-Laichgewässern des Untersuchungsgebietes für alle Laichgewässer und die Laichgewässer der einzelnen Arten: Median (Querlinie), Interquartilbereich mit 50% der Werte (Box). Die Vegetationssumme ist die Summe der absoluten Flächen der drei Vegetationsstrata des jeweiligen Gewässers. ALLE alle Laichgewässer, Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.2.12. Abundanz Echter Frösche in den Laichgewässern

In den Laichgewässern von *Salamandra salamandra* und der drei Pionierarten fehlen Echte Frösche fast völlig. *Triturus vulgaris* und *Triturus carnifex* koexistieren mit Echten Fröschen auch bei hohen Abundanzen. Der entsprechende Median von *Triturus alpestris* liegt verhältnismäßig niedrig, eventuell mitbedingt durch den geringeren Stichprobenumfang. Auffallend ist weiters der niedrige Wert für die Laichgewässer von *Bufo bufo*.

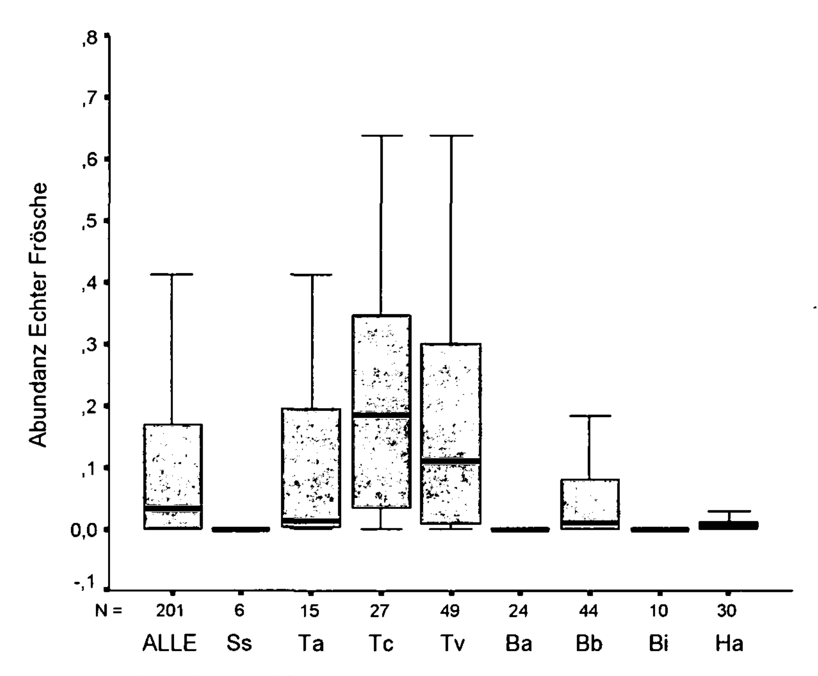


Abb. 27: Abundanz Echter Frösche in den Amphibien-Laichgewässern des Untersuchungsgebietes für alle Laichgewässer und die Laichgewässer der einzelnen Arten [S Laichballen bzw. rufende Männchen pro m²]: Median (Querlinie), Interquartilbereich mit 50% der Werte (Box). ALLE alle Laichgewässer, Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.2.13. Fischbesiedlung in den Laichgewässern

Alle Schwanzlurche und alle Pionierarten bevorzugen fischfreie Gewässer. Auch *Rana dalmatina* meidet weitgehend von Fischen besiedelte Gewässer. *Bufo bufo*, *Rana temporaria* und *Rana ridibunda* können unter bestimmten Bedingungen langfristig mit Fischen koexistieren und kommen in mehr als 50 % ihrer Laichgewässer mit Fischen vergesellschaftet vor. Die Wasserfrösche besiedeln nahezu ausschließlich von Fischen besiedelte Gewässer, wobei hier nicht geklärt ist, ob hier ein ursächlicher Zusammenhang besteht, oder bestimmte Habitatrequisiten beide Arten gleichermaßen begünstigen. Noch einmal wird hier darauf hingewiesen, dass nur von zumindest einer Amphibienart besiedelte Gewässer in dieser Zusammenstellung berücksichtigt sind. Alle mit Fischen teilweise oder hochgradig koexistierenden Amphibienarten besiedeln in erster Linie zumindest zeitweise extensiv genutzte Karpfenteiche oder von eingeschwemmten Fischen in manchen Jahren besiedelte Augewässer. In keinem Fall konnte eine mehrjährige Koexistenz einer Amphibienart mit dicht und konstant von Salmoniden besiedelten Gewässern festgestellt werden. Im Gegenteil, in mehreren Fällen ist das vollständige Verlassen solcher Gewässer durch Amphibien nach entsprechenden Besatzmaßnahmen im Untersuchungsgebiet belegt. Neben der Artzusammensetzung und Dichte bzw. Regelmäßigkeit der Besiedlung der Gewässer mit Fischen kommt der Strukturierung der Gewässer, insbesondere der Vegetationsentwicklung entscheidende Bedeutung für Amphibien zu. Für alle Molcharten, *Hyla arborea*, *Rana dalmatina* und die Wasserfrösche konnte eine positive Entwicklung von Larven in Fischgewässern bei dichter Ausbildung der submersen Vegetation festgestellt werden.

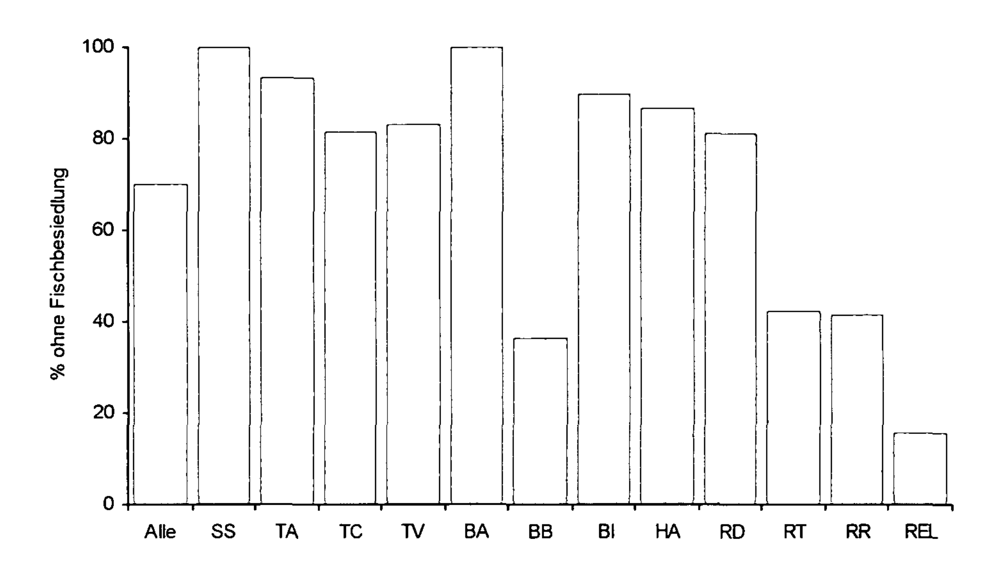


Abb. 28: Fischbesiedlung der Amphibien-Laichgewässer des Untersuchungsgebietes für alle Laichgewässer und die Laichgewässer der einzelnen Arten. Angegeben wird der Prozentsatz der fischfreien Laichgewässer. ALLE alle Laichgewässer, Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.2.14. Terrestrische Habitatwahl

Bufo viridis, *Hyla arborea* und *Rana ridibunda* weisen die niedrigsten Waldflächenanteile in ihren Vorkommensgebieten auf und präferieren auch die waldarmen Teilgebiete des Untersuchungsgebietes. *Triturus vulgaris* zeigt keine Präferenzen, *Triturus carnifex* einen Trend zur Bevorzugung von Laichgewässerkomplexen in waldreicher Umgebung. Alle anderen Arten präferieren waldreiche Laichgewässerkomplexe; ganz besonders gilt dies für *Salamandra salamandra* (siehe auch Kapitel 4.1.1. - 4.1.12.).

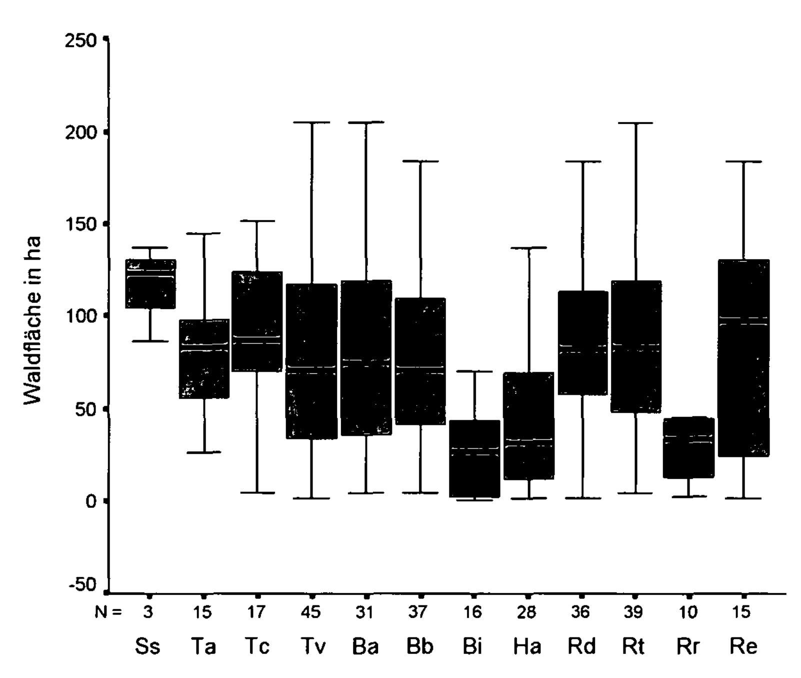


Abb. 29: Ausdehnung der Waldfläche um die Laichgewässerkomplexe der Amphibienarten des Untersuchungsgebietes: Median (Querlinie), Interquartilbereich mit 50% der Werte (Box). Die Waldfläche wird in ha innerhalb einer Kreisfläche eines Radius von 1000 m um das Zentrum des jeweiligen Laichgewässerkomplexes angegeben (Maximum 314 ha). Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.2.15. Zusammenfassung der Habitatwahl der untersuchten Arten

In Tab. 57 erfolgt eine Zusammenfassung der für die Laichgewässerwahl der verschiedenen Arten ausschlaggebenden Faktoren. Auf diesbezüglichen Ähnlichkeiten aufbauend werden die Arten ökologischen Gruppen zugeteilt.

Tab. 57: Vergleichende Laichgewässer-Habitatwahl der 13 Amphibienarten des Untersuchungsgebietes. Leeres Feld bedeutet "keine signifikanten Ergebnisse"; + bedeutet signifikant positive, - bedeutet signifikant negative Bedeutung für die Laichgewässer-Habitatwahl der jeweiligen Amphibienarten. Ausdrücke in Klammern verweisen auf starke Trends.

	Alter	Fläche	Tiefe	Ufertiefe	Wasserführung	Leitfähigkeit	Feinsediment-ablagerungen	Temperatur max	Vegetations-summe	AbundanzEchter Frösche	Fischbesiedlung	Wald
Salamandra salamandra		–	–	–				–		–	–	+
Triturus alpestris						–			+		–	+
Triturus carnifex	+								+	+	–	(+)
Triturus vulgaris									+	+	–	
Rana dalmatina	+			+		+		–	+			+
Rana temporaria	+				+		+	–			+	+
Bombina variegata	–	–	–	–	–			+		–	–	+
Bufo viridis	–		–	–	–			+	–	–	–	–
Hyla arborea	–	+			–			+		–	–	–
Bufo bufo	+	+	+	+	+				–		+	+
Rana ridibunda	–	+	+					+				–
Rana esc/lessonae		+	+	+	+			+	+		+	(+)

Die Amphibienarten des Untersuchungsgebietes lassen sich hinsichtlich ihrer Habitatwahl in folgende ökologische Gruppen zusammenfassen:

Salamandra salamandra

Salamandra salamandra weist nur geringe Ähnlichkeiten in der Habitatwahl zu einzelnen anderen Amphibienarten auf, dazu zählt vor allem das Meiden von potenziellen Fortpflanzungsgewässern mit Fischvorkommen. Spezifisch ist die Bevorzugung ausgesprochen kalter Gewässer.

Wassermolche - *Triturus* spp.

Die drei Molcharten bevorzugen vegetationsreiche und fischfreie Gewässer mit durchaus höheren Abundanzen Echter Frösche und Lagen in Waldlebensräumen.

Braunfrösche (*Rana dalamatina* und *Rana temporaria*)

Die beiden Braunfroscharten sind durch die Besiedlung älterer, beschatteter Gewässer in waldreichen Landschaften charakterisiert. Ein einschränkender Faktor für beide Arten ist das Besiedlungsausmaß der Laichgewässer durch Fische, allerdings sind sie diesbezüglich im Vergleich zu anderen Amphibienarten vergleichsweise tolerant.

Wasserfrösche (*Rana ridibunda*, *Rana esculenta*, *Rana lessonae*) und *Bufo bufo*

Diese Arten sind die Besiedler der größeren stehenden Gewässer des Untersuchungsgebietes mit einer vergleichsweise sehr hohen Toleranz gegenüber einer Besiedlung der Gewässer durch Fische.

Pionierarten (*Bombina variegata*, *Bufo viridis*, *Hyla arborea*)

In diese Gruppe fallen drei offensichtlich unter den im Untersuchungsgebiet gegebenen ökologischen Rahmenbedingungen konkurrenzschwache Arten aus drei verschiedenen Gattungen. Ihnen gemeinsam ist ein negativer Zusammenhang mit Vorkommen von Fischen und Echten Fröschen in ihren Laichgewässern. Sie sind durchwegs spät im Jahr laichende, wärmeliebende Arten.

Für eine weitere Zusammenfassung der Artengruppen gibt es unterschiedliche Möglichkeiten, je nach Gewichtung der Einflussfaktoren (siehe Tab. 57). Als die wesentlichen, für die Ökologie der Arten entscheidenden Faktoren, werden die Ansprüche an die Temperatur (inklusive daraus resultierender Präferenzen für terrestrische Lebensräume), Vegetation, Toleranz gegenüber Fischen und Toleranz gegenüber frühlaichenden Amphibienarten aufgefasst.

4.3. Bestandsentwicklung der Arten

4.3.1. Bestandsentwicklung *Salamandra salamandra*

Salamandra salamandra kommt im Untersuchungsgebiet in zwei Teilgebiete in vergleichsweise geringen Bestandsgrößen vor (Tab. 58-59). Der Bestand verbleibt während des Untersuchungszeitraumes im Gesamtgebiet und in den beiden Teilgebieten weitgehend stabil (Tab. 59-60, Abb. 30-31).

Tab. 58: Bestandsgrößen von *Salamandra salamandra* in den Gewässerkomplexen des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Larven, TG Teilgebiet.

			Larven			Größenklassen log 3		
Gewässerkomplex	**Nr.**	**TG**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Rädermacher	11	1	47	35	35	4	4	4
Entenstein 1-3	37	6	83	68	76	5	4	4
Entenstein 5	36	6	0	12	2	0	2	1
SUMME	**3**	**2**	**130**	**115**	**113**	**9**	**10**	**9**

Tab. 59: Bestandsgrößen von *Salamandra salamandra* in den Teilgebieten des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Larven.

		Larven			Größenklassen log 3		
Teilgebiet	**Nr.**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Hausruck	1	47	35	35	4	4	4
Traun Fischlham	6	83	80	78	5	6	5
SUMME	**2**	**130**	**115**	**113**	**9**	**10**	**9**

Tab. 60: Bestandsgrößen und Bestandsentwicklung von *Salamandra salamandra* im Untersuchungsgebiet und in den Teilgebieten. LGK Laichgewässerkomplex, GK logarithmische Größenklassen zur Basis 3 (Larven).

	Ausgangsbasis		Veränderung absolut		Veränderung relativ		
Teilgebiet	**LGK**	**Larven**	**LGK**	**Larven**	**LGK %**	**Larven %**	**GK %**
Hausruck	1	47	0	-12	0,0	-25,5	0,0
Traun Fischlham	2	83	0	-5	0,0	-6,0	0,0
SUMME	**3**	**130**	**0**	**-17**	**0,0**	**-13,1**	**0,0**

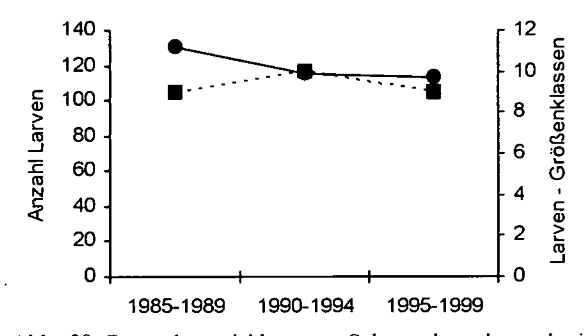


Abb. 30: Bestandsentwicklung von *Salamandra salamandra* im Untersuchungsgebiet. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Fünfjahresperioden; Kreise und die durchgezogene Linie beziehen sich auf die absoluten Larvenzahlen (linke Skalenachse), Quadrate und die punktierte Linie auf eine Einstufung in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3, rechte Skala).

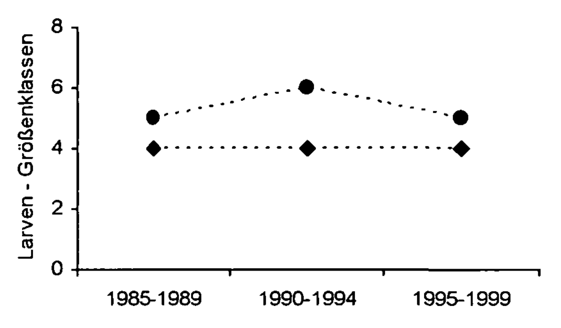


Abb. 31: Bestandsentwicklung von *Salamandra salamandra* in den Teilgebieten (TG) des Untersuchungsgebietes. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Teilgebiete in den Fünfjahresperioden; Datenbasis: Bestandsgröße in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3). ● TG 6 (Traun Fischlham), ◆ TG1 (Hausruck).

4.3.2. Bestandsentwicklung *Triturus alpestris*

Triturus alpestris besiedelt die vier höchstgelegenen Teilgebiete des Untersuchungsgebietes; die bedeutendsten Vorkommen liegen im hausruckviertler Hügelland (Tab. 61-62). Die Bestandsentwicklung ist im Untersuchungsgebiet negativ; dies beruht auf negativen Veränderungen in zwei bedeutenden Laichgewässerkomplexen im Hausruckgebiet und auf sukzessive Abnahmen im Teilgebiet Wels Nord (Tab. 62-63, Abb. 32-33).

Tab. 61: Bestandsgrößen von *Triturus alpestris* in den Gewässerkomplexen des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Adulte Exemplare, TG Teilgebiet.

			Adulte			Größenklassen log 3		
Gewässerkomplex	Nr.	TG	Max85-89	Max90-94	Max95-99	Max85-89	Max90-94	Max95-99
Gerhardsberg	1	1	42	42	42	4	4	4
Franzeneck	2	1	140	86	33	5	5	3
Rädermacher	11	1	3	1	0	1	1	0
Haferlacke	6	1	28	28	28	4	4	4
Haag	5	1	1	2	1	1	1	1
Zaun	12	1	20	2	2	3	1	1
Redlbach Gräben	16	1	3	3	0	1	1	0
Römerberg	20	2	2	2	2	1	1	1
Schlatt N	22	2	1	1	8	1	1	2
Bergern	44	4	6	2	6	1	1	2
Bichlwimm	56	4	4	2	2	4	1	1
Niederthan	59	4	2	0	0	1	0	0
Roithen	60	4	6	0	0	2	0	0
Alm N	28	5	2	2	2	1	1	1
Stadlufer	27	5	6	6	6	2	2	2
SUMME	**15**	**4**	**266**	**179**	**132**	**32**	**24**	**22**

Tab. 62: Bestandsgrößen von *Triturus alpestris* in den Teilgebieten des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Adulte Exemplare.

		Adulte			Größenklassen log 3		
Teilgebiet	Nr.	Max85-89	Max90-94	Max95-99	Max85-89	Max90-94	Max95-99
Hausruck	1	237	164	106	19	17	13
Ager	2	3	3	10	2	2	3
Wels Hügelland	4	18	4	8	8	2	3
Traun Alm	5	8	8	8	3	3	3
SUMME	**4**	**266**	**179**	**132**	**32**	**24**	**22**

Tab. 63: Bestandsgrößen und Bestandsentwicklung von *Triturus alpestris* im Untersuchungsgebiet und den Teilgebieten. LGK Laichgewässerkomplex, GK logarithmische Größenklassen zur Basis 3 (Adulte).

	Ausgangsbasis		Veränderung absolut		Veränderung relativ		
Teilgebiet	LGK	Adulte	LGK	Adulte	LGK %	Adulte %	GK %
Hausruck	7	237	-2	-131	-28,6	-55,3	-31,6
Ager	2	3	0	7	0,0	233,3	50,0
Wels Hügelland	4	18	-2	-10	-50,0	-55,6	-62,5
Traun Alm	2	8	0	0	0,0	0,0	0,0
SUMME	**15**	**266**	**-4**	**-134**	**-26,7**	**-50,4**	**-31,3**

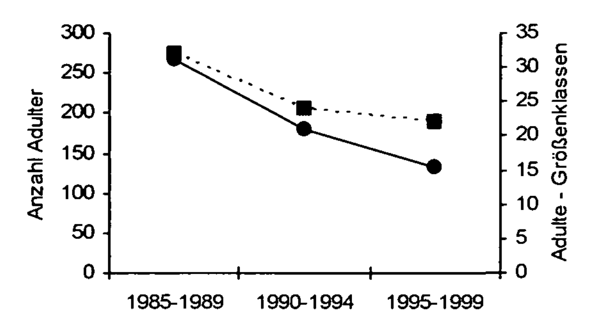


Abb. 32: Bestandsentwicklung von *Triturus alpestris* im Untersuchungsgebiet. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Fünfjahresperioden; Kreise und die durchgezogene Linie beziehen sich auf die absoluten Zahlen adulter Exemplare (linke Skalenachse), Quadrate und die punktierte Linie auf eine Einstufung in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3, rechte Skala).

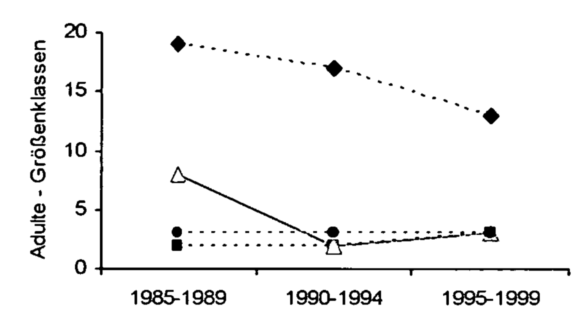


Abb. 33: Bestandsentwicklung von *Triturus alpestris* in den Teilgebieten (TG) des Untersuchungsgebietes. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Teilgebiete in den Fünfjahresperioden; Datenbasis: Bestandsgröße in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3). ◆ TG 1 (Hausruck), ■ TG 2 (Ager), ■ TG 3 (Welser Heide), ▲ TG 4 (Wels Nord), ● TG 5 (Traun Alm), ● TG 6 (Traun Fischlham), O TG 8 (Traun Wels Aiterbach), □ TG 9 (Traun Marchtrenk).

4.3.3. Bestandsentwicklung *Triturus carnifex*

Triturus carnifex besiedelt 5 Teilgebiete (Tab. 64-65), fehlt tatsächlich aber nur in der Welser Heide. Im hausruckviertler Hügelland ist er seit 1983 verschollen, im Teilgebiet „Traun Wels – Aiterbach" wurde ein Vorkommen nach 1999 entdeckt. Die bedeutendsten Vorkommen liegen in den Traunauen, aber auch im Ager Terrassenland befinden sich bemerkenswerte Vorkommen (Tab. 65). Die Bestände im Gesamtgebiet sind insgesamt stabil (Tab. 64-66, Abb. 34-35), was vor allem auf die genannten Gebiete mit den bedeutendsten Populationen zurückgeführt werden kann (Tab. 64-65). Es deutet sich insgesamt eine leicht positive Entwicklung an, dazu siehe Diskussion.

Tab. 64: Bestandsgrößen von *Triturus carnifex* in den Gewässerkomplexen des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Adulte Exemplare, TG Teilgebiet.

			Adulte			Größenklassen log 3		
Gewässerkomplex	**Nr.**	**TG**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Römerberg	20	2	13	13	13	3	3	3
Schlatt N	22	2	1	1	1	1	1	1
Schlatt S	21	2	0	1	0	0	1	0
Breitenschütz Ort	23	2	0	0	6	0	0	2
Liner	62	4	0	1	0	0	1	0
Bergern	44	4	1	1	1	1	1	1
Stadl Paura	26	5	11	11	11	3	3	3
Zauset	33	6	17	17	17	3	3	3
Entenstein 1-3	37	6	9	9	9	2	2	2
Entenstein 4	81	6	3	2	5	1	1	2
Entenstein 5	36	6	19	19	12	3	3	3
Sperr	45	6	25	20	20	4	3	3
Saag M	47	6	12	12	12	3	3	3
Saag W	46	6	15	15	15	3	3	3
Au2	49	6	1	2	1	1	1	1
Dietach	67	9	3	3	6	1	1	2
Taschner O	69	9	2	1	1	1	1	1
SUMME	**17**	**5**	**132**	**128**	**130**	**30**	**31**	**33**

Tab. 65: Bestandsgrößen von *Triturus carnifex* in den Teilgebieten des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Adulte Exemplare.

		Adulte			Größenklassen log 3		
Teilgebiet	**Nr.**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Ager	2	14	15	20	4	5	6
Wels Hügelland	4	1	2	1	1	2	1
Traun Alm	5	11	11	11	3	3	3
Traun Fischlham	6	101	96	91	20	19	20
Traun Marchtrenk	9	5	4	7	2	2	3
SUMME	**5**	**132**	**128**	**130**	**30**	**31**	**33**

Tab. 66: Bestandsgrößen und Bestandsentwicklung von *Triturus carnifex* im Untersuchungsgebiet und in den Teilgebieten. LGK Laichgewässerkomplex, GK logarithmische Größenklassen zur Basis 3 (Adulte).

	Ausgangsbasis		Veränderung absolut		Veränderung relativ		
Teilgebiet	**LGK**	**Adulte**	**LGK**	**Adulte**	**LGK %**	**Adulte %**	**GK %**
Ager	2	14	1	6	50,0	42,9	50,0
Wels Hügelland	1	1	0	0	0,0	0,0	0,0
Traun Alm	1	11	0	0	0,0	0,0	0,0
Traun Fischlham	8	101	0	-10	0,0	-9,9	0,0
Traun Marchtrenk	2	5	0	2	0,0	28,6	33,3
SUMME	**14**	**132**	**1**	**-2**	**7,1**	**-1,5**	**10,0**

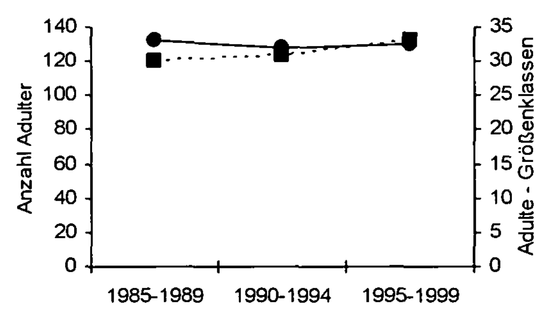


Abb. 34: Bestandsentwicklung von *Triturus carnifex* im Untersuchungsgebiet. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Fünfjahresperioden; Kreise und die durchgezogene Linie beziehen sich auf die absoluten Zahlen adulter Exemplare (linke Skalenachse), Quadrate und die punktierte Linie auf eine Einstufung in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3, rechte Skala).

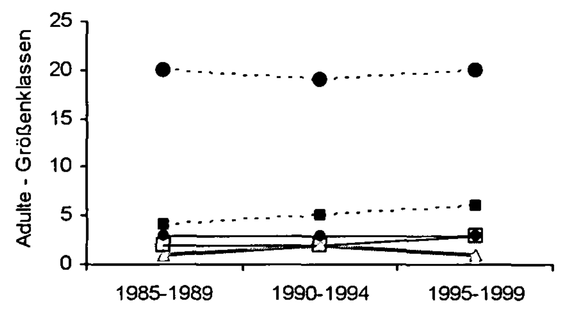


Abb. 35: Bestandsentwicklung von *Triturus carnifex* in den Teilgebieten (TG) des Untersuchungsgebietes. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Teilgebiete in den Fünfjahresperioden; Datenbasis: Bestandsgröße in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3). ◆ TG 1 (Hausruck), ■ TG 2 (Ager), ⊠ TG 3 (Welser Heide), △ TG 4 (Wels Nord), ○ TG 5 (Traun Alm), ● TG 6 (Traun Fischlham), O TG 8 (Traun Wels Aiterbach), ☐ TG 9 (Traun Marchtrenk).

4.3.4. Bestandsentwicklung *Triturus vulgaris*

Triturus vulgaris besiedelt alle Teilgebiete des Untersuchungsgebietes (Tab. 67-68). Ein Vorkommen im Teilgebiet „Traun Wels – Aiterbach" wurde bei der Berechnung der Bestandsentwicklung aufgrund einer nicht ausreichenden Erfassung im Untersuchungszeitraum nicht weiter berücksichtigt. Die Bestandsentwicklung ist vor allem aufgrund der Entwicklungen im Großraum Wels deutlich negativ (Tab. 68-69, Abb. 36-37). Das Ausmaß der Entwicklung könnte aber überschätzt sein, da im Jahr 1999 aufgrund der hohen Wasserstände in den Traunauen die Erfassungsbedingungen spezifisch für *Triturus vulgaris* vergleichsweise ungünstig waren.

Tab. 67: Bestandsgrößen von *Triturus vulgaris* in den Gewässerkomplexen des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Adulte Exemplare, TG Teilgebiet (siehe Untersuchungsgebiet).

			Adulte			Größenklassen log 3		
Gewässerkomplex	**Nr.**	**TG**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Gerhardsberg	1	1	21	21	21	3	3	3
Franzeneck	2	1	42	42	174	4	4	5
Höhenteich	7	1	0	0	2	0	0	1
Haferlacke	6	1	0	0	1	0	0	1
Haag	5	1	4	2	4	2	1	2
Redl Graben	16	1	11	11	11	3	3	3
Oberndorf Schg	18	2	2	0	0	1	0	0
Ager Schg	17	2	2	2	8	2	2	2
Römerberg	20	2	22	22	22	3	3	3
Schlatt N	22	2	7	7	37	2	2	4
Schlatt S	21	2	0	2	0	0	1	0
Breitenschütz Ort	23	2	0	2	5	0	1	2
Breitenschütz LG	24	2	0	0	1	0	0	1
Gunskirchen Schg	51	3	2	0	0	1	0	0
Panzerübgel W	65	3	46	0	0	4	0	0
Panzerübgel O	66	3	4	0	0	2	0	0
Bergern	44	4	2	2	3	1	1	1
Bichlwimm	56	4	100	0	2	5	1	1
Oberham	57	4	2	0	0	1	0	0
Roithen	60	4	25	25	25	3	3	3
Liner	62	4	4	3	1	2	1	1
Stadl Paura	26	5	10	10	11	3	3	3
Stadl Ufer	27	5	11	11	11	3	3	3
Alm N	28	5	30	30	30	4	4	4
Plana	32	6	19	2	0	3	1	0
Zauset	33	6	10	10	13	3	3	3
Eggenberg	34	6	2	11	3	1	3	1
Schocksberg	35	6	0	2	5	0	1	2
Entenstein 1-3	37	6	11	11	14	3	3	3
Entenstein 4	81	6	20	2	4	3	1	2
Entenstein 5	36	6	28	3	1	4	1	1
Sperr	45	6	70	14	30	4	3	4
Saag O	48	6	10	2	2	3	1	1
Saag M	47	6	14	9	3	3	2	1
Saag W	46	6	4	6	3	2	2	1
Au	49	6	0	2	5	0	1	2
Schafwiesen	75	9	2	2	2	1	1	1
Marchtrenk Schg	76	9	2	2	0	1	1	0
Dietach	67	9	10	31	8	3	4	2
Taschner W	68	9	0	1	2	0	1	1
Taschner O	69	9	3	0	0	1	0	0
Heuberger Schg	71	9	1	1	0	1	1	0
Wibau NW	77	9	2	2	0	1	1	0
Wibau M	78	9	2	0	0	1	0	0
Wibau Ost	79	9	0	4	2	0	2	1
SUMME	**45**	**7**	**557**	**309**	**466**	**87**	**69**	**69**

Tab. 68: Bestandsgrößen von *Triturus vulgaris* in den Teilgebieten des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Adulte Exemplare.

		Adulte			Größenklassen log 3		
Teilgebiet	**Nr.**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Hausruck Hügelland	1	78	76	213	12	11	15
Ager Terrassen	2	33	35	73	8	9	12
Welser Heide	3	52	0	0	7	0	0
Wels Hügelland	4	133	30	31	12	6	6
Traun Alm	5	51	51	52	10	10	10
Traun Fischlham	6	188	74	83	29	22	21
Traun Marchtrenk	9	22	43	14	9	11	5
SUMME	**7**	**557**	**309**	**466**	**87**	**69**	**69**

Tab. 69: Bestandsgrößen und Bestandsentwicklung von *Triturus vulgaris* im Untersuchungsgebiet und in den Teilgebieten. LGK Laichgewässerkomplex, GK logarithmische Größenklassen zur Basis 3 (Adulte).

	Ausgangsbasis		Veränderung absolut		Veränderung relativ		
Teilgebiet	**LGK**	**Adulte**	**LGK**	**Adulte**	**LGK %**	**Adulte %**	**GK %**
Hausruck	4	78	2	135	50,0	173,1	25,0
Ager	4	33	1	40	25,0	121,2	37,5
Welser Heide	3	52	-3	-52	-100,0	-100,0	-100,0
Wels Hügelland	5	133	-1	-102	-20,0	-76,7	-50,0
Traun Alm	3	51	0	1	0,0	2,0	0,0
Traun Fischlham	10	188	1	-105	10,0	-55,9	-27,6
Traun Marchtrenk	7	22	-3	-8	-37,5	-36,4	-44,4
SUMME	**36**	**557**	**-3**	**-91**	**-10,8**	**-16,4**	**-20,7**

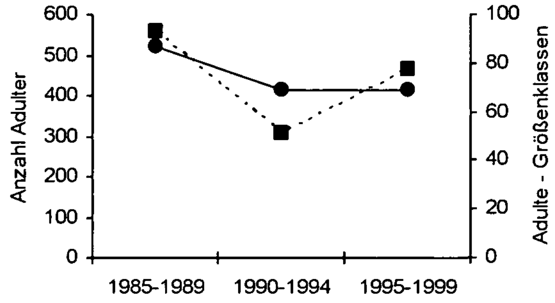


Abb. 36: Bestandsentwicklung von *Triturus vulgaris* im Untersuchungsgebiet. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Fünfjahresperioden; Kreise und die durchgezogene Linie beziehen sich auf die Zahl adulter Exemplare (linke Skalenachse), Quadrate und die punktierte Linie auf eine Einstufung in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3, rechte Skala).

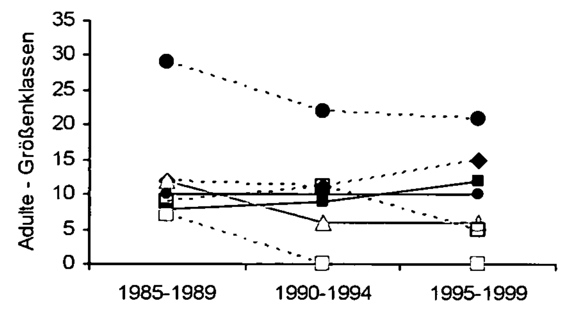


Abb. 37: Bestandsentwicklung von *Triturus vulgaris* in den Teilgebieten (TG) des Untersuchungsgebietes. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Teilgebiete in den Fünfjahresperioden; Datenbasis: Bestandsgröße in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3). ◆ TG 1 (Hausruck), ■ TG 2 (Ager), □ TG 3 (Welser Heide), △ TG 4 (Wels Nord), ○ TG 5 (Traun Alm), ● TG 6 (Traun Fischlham), O TG 8 (Traun Wels Aiterbach), □ TG 9 (Traun Marchtrenk).

4.3.5. Bestandsentwicklung *Bombina variegata*

Bombina variegata besiedelt alle Teilgebiete des Untersuchungsgebietes und weist fast durchgehend negative bis stark negative Bestandsentwicklungen auf (Tab. 70-72, Abb. 38-39). Nach *Bufo viridis* ist *Bombina variegata* die am stärksten rückläufige Amphibienart des Untersuchungsgebietes. Zu beachten sind die ähnlichen Werte der beiden letzten Untersuchungsperioden (Tab. 71, Abb. 39), die aber zum Teil bereits auf anthropogene Schutzmassnahmen (LGK 61) zurückzuführen sind, dazu weiteres in der Diskussion.

Tab. 70: Bestandsgrößen von *Bombina variegata* in den Gewässerkomplexen des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Adulte Exemplare, TG Teilgebiet (siehe Untersuchungsgebiet).

			Adulte			Größenklassen log 3		
Gewässerkomplex	**Nr.**	**TG**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Franzeneck	2	1	3	0	0	1	0	0
Zehentpoint	8	1	4	0	0	2	0	0
Redlbach S	14	1	9	0	4	2	0	2
Redlbach Gräben	16	1	12	1	0	3	1	0
Oberndorf Schg	18	2	4	5	0	2	2	0
Ager Schg	17	2	11	3	2	3	1	1
Römerberg	20	2	0	1	0	0	1	0
Schlatt S	21	2	2	3	3	1	1	1
Schlatt N	22	2	14	0	0	3	0	0
Breitenschütz LG	24	2	0	0	2	0	0	1
Waldling Schg	52	3	8	8	0	2	2	0
Bergern	44	4	1	3	3	1	1	1
Liner LG	62	4	54	6	8	4	2	2
Puchberg	61	4	5	5	25	2	2	3
Stadl Ufer	27	5	2	0	0	1	0	0
Alm N	28	5	0	0	7	0	0	2
Plana	32	6	5	0	0	1	0	0
Zauset	33	6	9	0	0	2	0	0
Eggenberg	34	6	5	3	4	2	1	2
Schocksberg	35	6	0	7	7	0	2	2
Entenstein 1-3	37	6	28	8	4	4	2	2
Entenstein 4	81	6	35	15	4	4	3	2
Entenstein 5	36	6	181	13	12	5	3	3
Sperr	45	6	3	0	0	1	0	0
Saag M	47	6	1	1	0	1	1	0
Saag Ost	48	6	0	1	0	0	1	0
Steinhaus FT	39	8	5	4	0	2	2	0
Würzburger Grube	40	8	3	0	2	1	0	1
Marchtrenk Schg	76	9	3	3	0	1	1	0
Taschner West	68	9	2	5	4	2	2	2
Taschner Ost	69	9	4	4	1	2	2	1
Steppenheide	70	9	0	0	8	0	0	2
SUMME	**32**	**8**	**413**	**99**	**100**	**55**	**33**	**30**

Tab. 71: Bestandsgrößen von *Bombina variegata* in den Teilgebieten des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Adulte Exemplare.

		Adulte			Größenklassen log 3		
Teilgebiet	**Nr.**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Hausruck	1	28	1	4	8	1	2
Ager	2	31	12	7	9	5	3
Welser Heide	3	8	8	0	2	2	0
Wels Hügelland	4	60	14	36	7	5	6
Traun Alm	5	2	0	7	1	0	2
Traun Fischlham	6	267	48	31	20	13	11
Traun Wels	8	8	4	2	3	2	1
Traun Marchtrenk	9	9	12	13	5	5	5
SUMME	**8**	**413**	**99**	**100**	**55**	**33**	**30**

Tab. 72: Bestandsgrößen und Bestandsentwicklung von *Bombina variegata* im Untersuchungsgebiet und den Teilgebieten. LGK Laichgewässerkomplex, GK logarithmische Größenklassen zur Basis 3 (Adulte).

	Ausgangsbasis		Veränderung absolut		Veränderung relativ		
Teilgebiet	**LGK**	**Adulte**	**LGK**	**Adulte**	**LGK %**	**Adulte %**	**GK %**
Hausruck	4	28	-3	-24	-75,0	-85,7	-75,0
Ager	4	31	-1	-24	-25,0	-77,4	-66,7
Welser Heide	1	8	-1	-8	-100,0	-100,0	-100,0
Wels Hügelland	3	60	0	-24	0,0	-40,0	-14,3
Traun Alm	1	2	0	5	0,0	250,0	100,0
Traun Fischlham	8	267	-3	-236	-37,5	-88,4	-45,0
Traun Wels	2	8	-1	-6	-50,0	-75,0	-66,7
Traun Marchtrenk	3	9	0	4	0,0	44,4	0,0
SUMME	**26**	**413**	**-9**	**-313**	**-34,6**	**-75,8**	**-45,5**

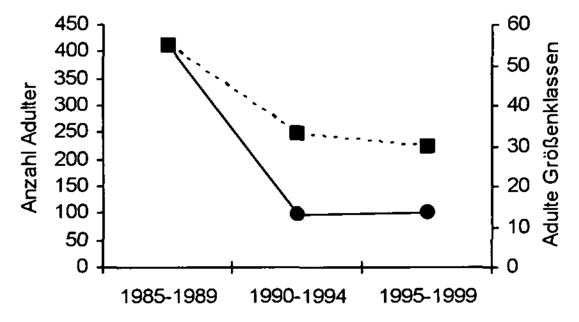


Abb. 38: Bestandsentwicklung von *Bombina variegata* im Untersuchungsgebiet. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Fünfjahresperioden; Kreise und die durchgezogene Linie beziehen sich auf die absoluten Zahlen adulter Exemplare (linke Skalenachse), Quadrate und die punktierte Linie auf eine Einstufung in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3, rechte Skala).

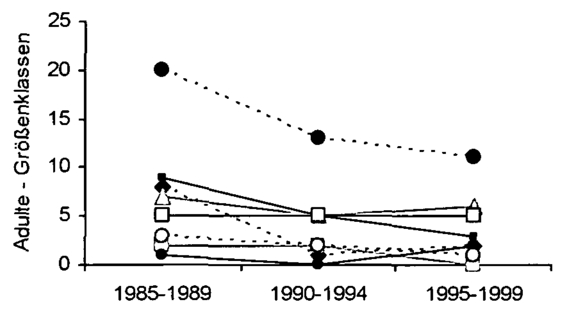


Abb. 39: Bestandsentwicklung von *Bombina variegata* in den Teilgebieten (TG) des Untersuchungsgebietes. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Teilgebiete in den Fünfjahresperioden; Datenbasis: Bestandsgröße in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3).◆ TG 1 (Hausruck), ■ TG 2 (Ager), ◻ TG 3 (Welser Heide), △ TG 4 (Wels Nord), ○ TG 5 (Traun Alm), ● TG 6 (Traun Fischlham), O TG 8 (Traun Wels Aiterbach), □ TG 9 (Traun Marchtrenk).

4.3.6. Bestandsentwicklung *Bufo bufo*

Bufo bufo kommt in allen Teilgebieten des Untersuchungsgebietes vor (Tab. 74, Abb. 41). Die Bestandsentwicklung ist stabil bis deutlich positiv (Tab. 73-75, Abb. 40), diese Entwicklung zieht sich durch fast alle Teilgebiete und betrifft alle Kriterien (Abb. 41, Tab. 75).

Tab. 73: Bestandsgrößen von *Bufo bufo* in den Gewässerkomplexen des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Laichende Paare oder Anzahl der Laichschnüre, TG Teilgebiet (siehe Untersuchungsgebiet).

			Laichschnüre			Größenklassen log 3		
Gewässerkomplex	**Nr.**	**TG**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Franzeneck	2	1	12	4	9	3	2	2
Höhenteich	7	1	1	0	0	1	0	0
Haag	5	1	3	0	1	1	0	1
Natternberg	9	1	40	45	104	4	4	5
Zaun	12	1	0	1	3	0	1	1
Köppach	15	1	175	160	160	5	5	5
Ager	17	2	0	0	3	0	0	1
Oberndorf Schg	18	2	60	30	30	4	4	4
Schlatt N	22	2	25	20	12	3	3	3
Breitenschützing LG	24	2	0	0	1	0	0	1
Stadlhof Schg	63	3	1	0	1	1	0	1
Bergern	44	4	1	3	17	1	1	3
Bichlwimm	56	4	10	0	0	3	0	0
Liner LG	62	4	3	1	0	1	1	0
Puchberg Wasgä	61	4	0	1	7	0	1	2
Lambach	25	5	20	0	1	3	0	1
Stadl Paura	26	5	1	0	0	1	0	0
Alm N	28	5	0	0	1	0	0	1
Plana	32	6	185	40	95	5	4	5
Zauset	33	6	0	45	15	0	4	3
Entenstein FT	84	6	30	57	100	4	4	5
Entenstein 1-3	37	6	56	15	1	4	1	2
Entenstein 4	81	6	0	1	1	0	1	1
Entenstein 5	36	6	7	20	30	2	3	4
Sperr	45	6	152	195	167	5	5	5
Saag W	46	6	55	52	80	4	4	4
Saag M	47	6	21	29	100	3	4	5
Saag O	48	6	105	85	90	5	5	5
Au	49	6	1	1	2	1	1	1
Wehrkanal FT	38	8	100	100	150	5	5	5
Waidhausen	50	8	2	0	0	1	0	0
Steinhaus FT	39	8	10	5	5	3	2	2
Würzburger LG	40	8	0	0	2	0	0	1
Schauermühle	72	9	1	1	1	1	1	1
Dietach	67	9	1	10	15	1	3	3
Taschner O	69	9	0	0	23	0	0	3
Wibau O	79	9	0	6	2	0	2	1
SUMME	**37**	**8**	**1078**	**927**	**1229**	**75**	**71**	**87**

Tab. 74: Bestandsgrößen von *Bufo bufo* in den Teilgebieten des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Laichende Paare oder Anzahl der Laichschnüre.

		Laichschnüre			Größenklassen log 3		
Teilgebiet	**Nr.**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Hausruck	1	231	210	277	14	12	14
Ager	2	85	50	46	7	7	9
Welser Heide	3	1	0	1	1	0	1
Wels Hügelland	4	14	5	24	5	3	5
Traun Alm	5	21	0	2	4	0	2
Traun Fischlham	6	612	540	681	33	36	40
Traun Wels	8	112	105	157	9	7	8
Traun Marchtrenk	9	2	17	41	2	6	8
SUMME	**8**	**1078**	**927**	**1229**	**75**	**71**	**87**

Tab. 75: Bestandsgrößen und Bestandsentwicklung von *Bufo bufo* im Untersuchungsgebiet und den Teilgebieten. Laichs. Laichschnüre, LGK Laichgewässerkomplex, GK logarithmische Größenklassen zur Basis 3 (Laichschnüre).

	Ausgangsbasis		Veränderung absolut		Veränderung relativ		
Teilgebiet	**LGK**	**Laichschn.**	**LGK**	**Laichschn.**	**LGK %**	**Laichschn.**	**GK %**
Hausruck	5	231	0	46	0,0	19,9	0,0
Ager	2	85	2	-39	100,0	-45,9	28,6
Welser Heide	1	1	0	0	0,0	0,0	0,0
Wels Hügelland	3	14	-1	10	-33,3	71,4	0,0
Traun Alm	2	21	0	-19	0,0	-90,5	-50,0
Traun Fischlham	9	612	2	69	22,2	11,3	21,2
Traun Wels	3	112	0	45	0,0	40,2	-11,1
Traun Marchtrenk	2	2	2	39	100,0	1950,0	300,0
SUMME	**27**	**1078**	**5**	**151**	**18,5**	**14,0**	**16,0**



Abb. 40: Bestandsentwicklung von *Bufo bufo* im Untersuchungsgebiet. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Fünfjahresperioden; Kreise und die durchgezogene Linie beziehen sich auf die absoluten Zahlen abgelegter Laichschnüre (linke Skalenachse), Quadrate und die punktierte Linie auf eine Einstufung in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3, rechte Skala).

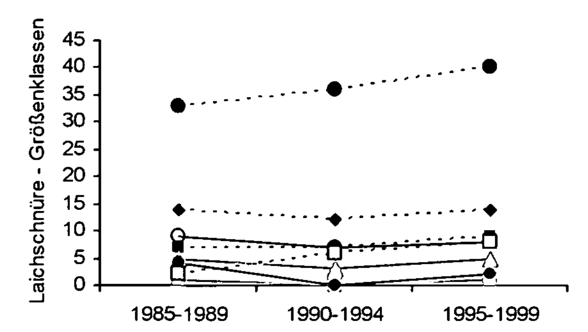


Abb. 41: Bestandsentwicklung von *Bufo bufo* in den Teilgebieten (TG) des Untersuchungsgebietes. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Teilgebiete in den Fünfjahresperioden; Datenbasis: Bestandsgröße in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3). ◆ TG 1 (Hausruck), ■ TG 2 (Ager), □ TG 3 (Welser Heide), △ TG 4 (Wels Nord), ○ TG 5 (Traun Alm), ● TG 6 (Traun Fischlham), O TG 8 (Traun Wels Aiterbach), □ TG 9 (Traun Marchtrenk).

4.3.7. Bestandsentwicklung *Bufo viridis*

Bufo viridis kommt nur in den tiefer gelegenen, klimabegünstigten Teilen des Untersuchungsgebietes in der Welser Heide und in der Austufe der Traun flussabwärts von Wels vor (Abb. 10, Tab. 76-77). Die Bestandsentwicklung ist kontinuierlich stark negativ (Tab. 76-78, Abb. 42), diese Entwicklung umfasst alle Teilgebiete (Tab. 77, Abb. 43) und betrifft alle gewählten Kriterien (Tab. 78). *Bufo viridis* ist die am stärksten gefährdete Amphibienart des Untersuchungsgebietes.

Tab. 76: Bestandsgrößen von *Bufo viridis* in den Gewässerkomplexen des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Rufende Männchen, TG Teilgebiet (siehe Untersuchungsgebiet).

			Rufende Männchen			Größenklassen log 3		
Gewässerkomplex	**Nr.**	**TG**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Gunsk Schg	51	3	0	8	4	0	2	2
Waldling Schg	52	3	22	4	1	3	2	1
Wimpassing Schg	53	3	36	10	2	4	3	1
Panzerübgel Schg	64	3	1	0	0	1	0	0
Panzerübgel W	65	3	127	0	0	5	0	0
Panzerübgel O	66	3	5	0	0	2	0	0
Stadlhof Schg	63	3	5	0	0	2	0	0
Liner LG	62	4	45	5	0	4	2	0
Puchberg Wasgä	61	4	0	2	2	0	1	1
Mülldeponie Wels	73	9	1	1	0	1	1	0
Drugowitsch	74	9	3	3	1	1	1	1
Taschner O	69	9	7	1	0	2	1	0
Steppenheide Schg	70	9	0	0	3	0	0	1
Heuberger Schg	71	9	1	1	0	1	1	0
Wibau NW	77	9	0	1	0	0	1	0
Wibau M	78	9	0	0	2	0	0	1
SUMME	**16**	**3**	**253**	**36**	**15**	**26**	**15**	**8**

Tab. 77: Bestandsgrößen von *Bufo viridis* in den Teilgebieten des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Rufende Männchen.

		Rufende Männchen			Größenklassen log 3		
Teilgebiet	**Nr.**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Welser Heide	3	196	22	7	17	7	4
Wels Hügelland	4	45	7	2	4	3	1
Traun Marchtrenk	9	12	7	6	5	5	3
SUMME	**3**	**253**	**36**	**15**	**26**	**15**	**8**

Tab. 78: Bestandsgrößen und Bestandsentwicklung von *Bufo viridis* im Untersuchungsgebiet und den Teilgebieten. LGK Laichgewässerkomplex, GK logarithmische Größenklassen zur Basis 3 (Männchen).

	Ausgangsbasis		Veränderung absolut		Veränderung relativ		
Teilgebiet	**LGK**	**Männchen**	**LGK**	**Männchen**	**LGK %**	**Männch %**	**GK %**
Welser Heide	6	196	-3	-189	-50,0	-96,4	-76,5
Wels Hügelland	1	45	0	-43	0,0	-95,6	-75,0
Traun Marchtrenk	4	12	-1	-6	-25,0	-33,3	-60,0
SUMME	**11**	**253**	**-4**	**-238**	**-36,4**	**-94,1**	**-69,2**

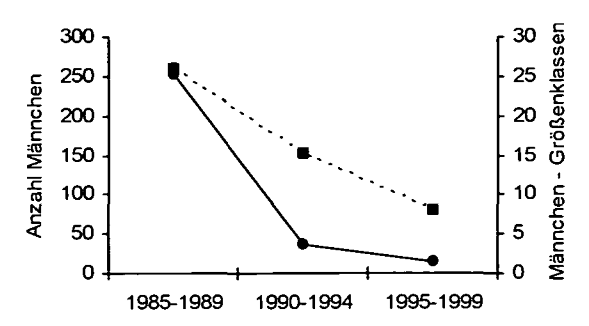


Abb. 42: Bestandsentwicklung von *Bufo viridis* im Untersuchungsgebiet. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Fünfjahresperioden; Kreise und die durchgezogene Linie beziehen sich auf die absoluten Zahlen rufender Männchen (linke Skalenachse), Quadrate und die punktierte Linie auf eine Einstufung in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3, rechte Skala).

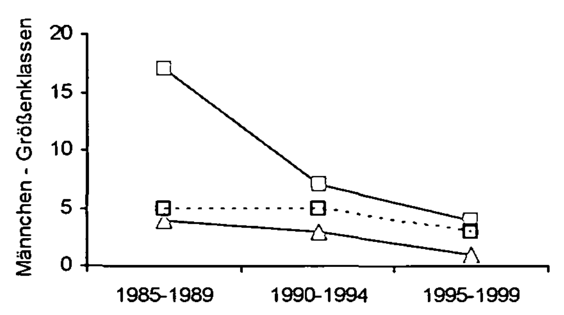


Abb. 43: Bestandsentwicklung von *Bufo viridis* in den Teilgebieten (TG) des Untersuchungsgebietes. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Teilgebiete in den Fünfjahresperioden; Datenbasis: Bestandsgröße in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3). ◆ TG 1 (Hausruck), ■ TG 2 (Ager), ■ TG 3 (Welser Heide), ▲ TG 4 (Wels Nord), ● TG 5 (Traun Alm), ● TG 6 (Traun Fischlham), O TG 8 (Traun Wels Aiterbach), □ TG 9 (Traun Marchtrenk).

4.3.8. Bestandsentwicklung *Hyla arborea*

Hyla arborea kommt in allen Teilgebieten des Untersuchungsgebiets mit Ausnahme des höchstgelegenen hausruckviertler Hügellandes vor (Tab. 79-80). In der Traun-Alm-Austufe konnte er nur in Landlebensräumen angetroffen werden. Die Bestandsentwicklung verläuft in den unterschiedlichen Teilgebieten unterschiedlich (siehe Tab. 80-81, Abb. 45). Die Zahl der besiedelten Laichgewässerkomplexe ist stabil, die Bestandszahlen der Männchen entwickelten sich positiv, allerdings ausgehend von sehr geringen Bestandsgrößen. Nach kontinuierlichen Rückgängen setzte ab Mitte des Untersuchungszeitraumes eine insgesamt positive Entwicklung ein (Abb. 44), eine letztendliche Klärung der Entwicklung steht noch aus. Zu beachten ist, dass bereits anthropogene Schutzmassnahmen die Art gefördert haben (LGK 61).

Tab. 79: Bestandsgrößen von *Hyla arborea* in den Gewässerkomplexen des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Rufende Männchen, TG Teilgebiet (siehe Untersuchungsgebiet).

			Rufende Männchen			Größenklassen log 3		
Gewässerkomplex	**Nr.**	**TG**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Oberndorf Schg	18	2	1	0	1	1	0	1
Ager Schg	17	2	1	1	7	1	1	2
Römerberg	20	2	9	9	25	2	2	3
Schwan Camo	19	2	0	0	16	0	0	3
Schlatt N	22	2	5	13	21	2	3	3
Schlatt S	21	2	3	14	36	1	3	4
Breitenschütz LG	24	2	0	2	60	0	1	4
Breitenschütz Ort	23	2	0	9	17	0	2	3
Panzerübgel W	65	3	21	0	0	3	0	0
Panzerübgel O	66	3	1	0	0	1	0	0
Bergern	44	4	1	1	1	1	1	1
Liner LG	62	4	1	1	4	1	1	2
Puchberg Wasgä	61	4	0	6	30	0	2	4
Plana	32	6	28	1	0	4	1	0
Stögmb Hafeld	31	6	5	0	0	2	0	0
Eggenberg	34	6	6	5	3	2	2	1
Entenstein 5	36	6	2	0	0	1	0	0
Sperr	45	6	2	1	0	1	1	0
Steinhaus FT	39	8	1	1	41	1	1	4
Würzburger LG	40	8	3	0	5	1	0	2
Schauermühle	72	9	1	3	1	1	1	1
Mülldeponie Wels	73	9	2	5	3	1	2	1
Drugowitsch	74	9	3	3	2	1	1	1
Schafwiesen	75	9	16	16	1	3	3	1
SchgMarchtr	76	9	1	7	0	1	2	0
Taschner O	69	9	0	1	3	0	1	1
Steppenheide	70	9	0	0	9	0	0	2
Heuberger	71	9	0	0	7	0	0	2
SUMME	**28**	**6**	**113**	**99**	**293**	**32**	**31**	**46**

Tab. 80: Bestandsgrößen von *Hyla arborea* in den Teilgebieten des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Rufende Männchen.

		Rufende Männchen			Größenklassen log 3		
Teilgebiet	**Nr.**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Ager	2	19	48	183	7	12	23
Welser Heide	3	22	0	0	4	0	0
Wels Hügelland	4	2	8	35	2	4	7
Traun Fischlham	6	43	7	3	10	4	1
Traun Wels	8	4	1	46	2	1	6
Traun Marchtrenk	9	23	35	26	7	10	9
SUMME	**6**	**113**	**99**	**293**	**32**	**31**	**46**

Tab. 81: Bestandsgrößen und Bestandsentwicklung von *Hyla arborea* im Untersuchungsgebiet und in den Teilgebieten. LGK Laichgewässerkomplex, GK logarithmische Größenklassen zur Basis 3 (rufende Männchen).

	Ausgangsbasis		Veränderung absolut		Veränderung relativ		
Teilgebiet	**LGK**	**Männchen**	**LGK**	**Männchen**	**LGK %**	**Männch %**	**GK %**
Ager	5	19	3	164	60,0	863,2	228,6
Welser Heide	2	22	-2	-22	-100,0	-100,0	-100,0
Wels Hügelland	2	2	0	33	0,0	1650,0	250,0
Traun Fischlham	5	43	-4	-40	-80,0	-93,0	-90,0
Traun Wels	2	4	0	42	0,0	1050,0	200,0
Traun Marchtrenk	5	23	2	3	40,0	13,0	28,6
SUMME	**21**	**113**	**-1**	**180**	**-4,8**	**159,3**	**43,8**

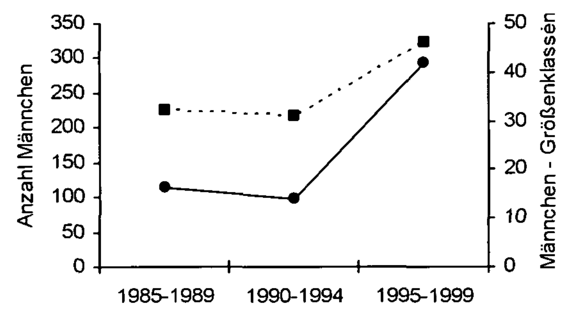


Abb. 44: Bestandsentwicklung von *Hyla arborea* im Untersuchungsgebiet. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Fünfjahresperioden; Kreise und die durchgezogene Linie beziehen sich auf die absoluten Zahlen rufender Männchen (linke Skalenachse), Quadrate und die punktierte Linie auf eine Einstufung in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3, rechte Skala).

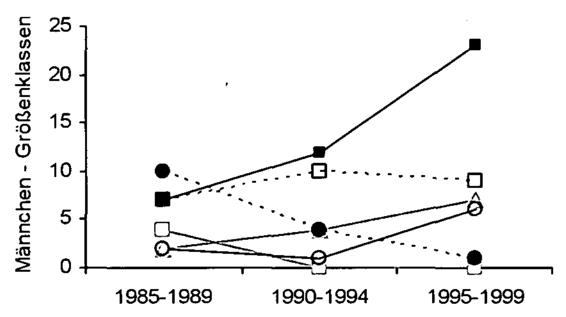


Abb. 45: Bestandsentwicklung von *Hyla arborea* in den Teilgebieten (TG) des Untersuchungsgebietes. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Teilgebiete in den Fünfjahresperioden; Datenbasis: Bestandsgröße in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3). ◆ TG 1 (Hausruck), ■ TG 2 (Ager), ◻ TG 3 (Welser Heide), △ TG 4 (Wels Nord), ○ TG 5 (Traun Alm), ● TG 6 (Traun Fischlham), O TG 8 (Traun Wels Aiterbach), ☐ TG 9 (Traun Marchtrenk).

4.3.9. Bestandsentwicklung *Rana dalmatina*

Rana dalmatina besiedelt alle Teilgebiete des Untersuchungsgebietes (Tab. 82-83). Die Bestandsschwankungen des bedeutendsten Vorkommens in den Traunauen überlagern die zum Teil sehr unterschiedlichen Entwicklungen in den Teilgebieten mit weniger bedeutenden Vorkommen (Abb. 47, Tab. 84). Insgesamt deutet sich eine kontinuierliche, aber langsame Abnahme in allen Teilgebieten mit Ausnahme der von Abbaugebieten (Kiesgruben, Lehmgruben) charakterisierten an (Tab. 84, Abb. 46-47).

Tab. 82: Bestandsgrößen von *Rana dalmatina* in den Gewässerkomplexen des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Laichballen (=Weibchen), TG Teilgebiet (siehe Untersuchungsgebiet).

			Laichballen			Größenklassen log 3		
Gewässerkomplex	**Nr.**	**TG**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Höhenteich	7	1	5	0	0	2	0	0
Natternberg	9	1	1	0	0	1	0	0
Haag	5	1	1	1	0	1	1	0
Ager Schg	17	2	1	0	4	1	0	2
Schlatt N	22	2	0	0	2	0	0	1
Breitenschützing LG	24	2	0	0	1	0	0	1
Römerberg	20	2	1	2	2	1	1	1
Panzerübgel W	65	3	1	0	0	1	0	0
Bergern	44	4	59	65	69	4	4	4
Niederthan	59	4	11	0	0	3	0	0
Liner LG	62	4	1	0	3	1	0	1
Lambach	25	5	80	40	1	4	4	1
Stadl Paura	26	5	70	39	8	4	4	2
Stadl Ufer	27	5	12	12	95	3	4	5
Alm M	29	5	0	0	1	0	0	1
Alm N	28	5	0	0	3	0	0	1
Plana	32	6	82	5	3	5	2	1
Zauset	33	6	120	105	162	5	5	5
Schocksberg	35	6	0	8	4	0	2	2
Eggenberg	34	6	4	10	16	2	3	3
Entenstein FT	84	6	0	0	62	0	0	4
Entenstein 1-3	37	6	110	70	85	5	4	5
Entenstein 4	81	6	53	45	80	4	4	4
Entenstein 5	36	6	278	178	154	6	5	5
Sperr	45	6	276	167	78	6	5	4
Saag W	46	6	98	133	138	5	5	5
Saag O	48	6	206	104	60	5	5	4
Saag M	47	6	224	215	222	5	5	5
Au	49	6	110	57	171	5	4	5
EntenstHangFT	83	8	1	0	0	1	0	0
Wehrkanal FT	38	8	3	0	0	1	0	0
Dietach	67	9	10	10	45	3	3	4
Taschner W	68	9	0	10	16	0	3	3
Taschner Ost	69	9	8	16	24	2	3	3
Steppenheide	70	9	0	0	3	0	0	1
Wibau O	79	9	0	5	27	0	2	3
SUMME	**36**	**8**	**1826**	**1297**	**1539**	**86**	**78**	**86**

Tab. 83: Bestandsgrößen von *Rana dalmatina* in den Teilgebieten des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Laichballen (=Weibchen).

		Laichballen			Größenklassen log 3		
Teilgebiet	**Nr.**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Hausruck	1	7	1	0	4	1	0
Ager	2	2	2	9	2	1	5
Welser Heide	3	1	0	0	1	0	0
Wels Hügelland	4	71	65	72	8	4	5
Traun Alm	5	162	91	108	11	12	10
Traun Fischlham	6	1561	1097	1235	53	49	52
Traun Wels	8	4	0	0	2	0	0
Traun Marchtrenk	9	18	41	115	5	11	14
SUMME	**8**	**1826**	**1297**	**1539**	**86**	**78**	**86**

Tab. 84: Bestandsgrößen und Bestandsentwicklung von *Rana dalmatina* im Untersuchungsgebiet und in den Teilgebieten. Laichb Laichballen, LGK Laichgewässerkomplex, GK logarithmische Größenklassen zur Basis 3 (Laichballen).

	Ausgangsbasis		Veränderung absolut		Veränderung relativ		
Teilgebiet	**LGK**	**Laichb**	**LGK**	**Laichb**	**LGK %**	**Laichb %**	**GK %**
Hausruck	3	7	-3	-7	-100,0	-100,0	-100,0
Ager	2	2	2	7	100,0	350,0	150,0
Welser Heide	1	1	-1	-1	-100,0	-100,0	-100,0
Wels Hügelland	3	71	-1	1	-33,3	1,4	-37,5
Traun Alm	3	162	2	-54	66,7	-33,3	-9,1
Traun Fischlham	11	1561	2	-326	18,2	-20,9	-1,9
Traun Wels	2	4	-2	-4	-100,0	-100,0	-100,0
Traun Marchtrenk	2	18	3	97	150,0	538,9	180,0
SUMME	**27**	**1826**	**2**	**-287**	**7,4**	**-15,7**	**0,0**

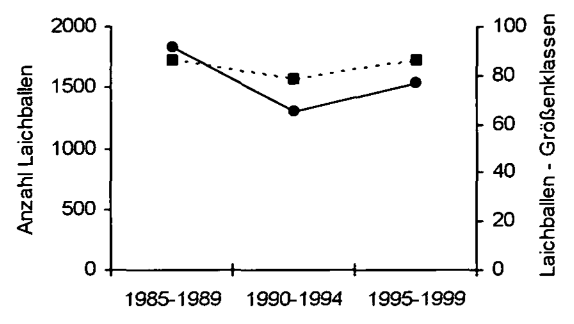


Abb. 46: Bestandsentwicklung von *Rana dalmatina* im Untersuchungsgebiet. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Fünfjahresperioden; Kreise und die durchgezogene Linie beziehen sich auf die Zahlen abgelegter Laichballen (linke Skalenachse), Quadrate und die punktierte Linie auf eine Einstufung in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3, rechte Skala).

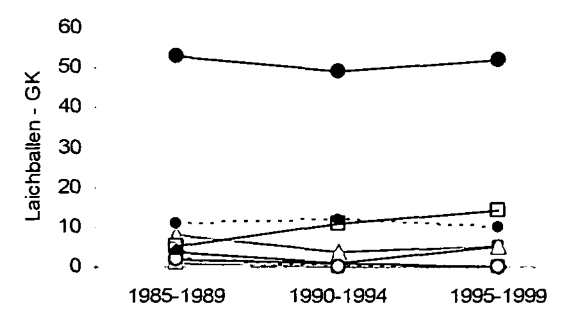


Abb. 47: Bestandsentwicklung von *Rana dalmatina* in den Teilgebieten (TG) des Untersuchungsgebietes. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Teilgebiete in den Fünfjahresperioden; Datenbasis: Bestandsgröße in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3). ◆ TG 1 (Hausruck), ■ TG 2 (Ager), ⊡ TG 3 (Welser Heide), △ TG 4 (Wels Nord), ○ TG 5 (Traun Alm), ● TG 6 (Traun Fischlham), O TG 8 (Traun Wels Aiterbach), □ TG 9 (Traun Marchtrenk).

4.3.10. Bestandsentwicklung *Rana temporaria*

Rana temporaria weist zwar Vorkommensschwerpunkte in den höheren Lagen des Untersuchungsgebietes auf, dringt aber entlang kühlfeuchter Lebensräume des Trauntals bis in die tiefsten Seehöhen des Untersuchungsgebietes vor (Tab. 85-86). Die Bestandsentwicklung verläuft in den beiden Teilgebieten mit den größten Populationen positiv, in allen anderen negativ (Tab. 87, Abb. 48-49). Somit ergeben sich je nach den gewählten Kriterien im Untersuchungsgebiet unterschiedliche Ergebnisse (Tab. 87), zur Bewertung siehe Diskussion.

Tab. 85: Bestandsgrößen von *Rana temporaria* in den Gewässerkomplexen des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Laichballen (=Weibchen), TG Teilgebiet (siehe Untersuchungsgebiet).

			Laichballen			Größenklassen log 3		
Gewässerkomplex	**Nr.**	**TG**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Franzeneck	2	1	4	3	2	2	1	1
Rädermacher	11	1	2	2	0	1	1	0
Höhenteich	7	1	180	160	377	5	5	6
Haferlacke	6	1	1	0	0	1	0	0
Haag	5	1	25	25	17	3	3	3
Ungenach Bach	3	1	41	0	25	4	0	3
Natternberg	9	1	15	30	19	3	4	3
Scharedt	10	1	12	0	19	3	0	3
Zaun	12	1	124	20	66	5	3	4
Redlbach Nord	13	1	24	13	43	3	3	4
Redlbach Süd	14	1	35	20	21	4	3	3
Redl Gräben	16	1	1	5	0	1	2	0
Köppach FT	15	1	5	0	0	2	0	0
Oberndorf Schg	18	2	5	0	0	2	0	0
Schlatt Nord	22	2	45	0	0	4	0	0
Breitenschützing LG	24	2	0	0	3	0	0	1
Oberham	57	4	30	0	0	4	0	0
Puchberg Wasgä	61	4	0	13	40	0	3	4
Liner Lehmgrube	62	4	25	0	0	3	0	0
Lambach	25	5	27	0	5	3	0	2
Alm Nord	28	5	15	1	0	3	1	0
Alm Mitte	29	5	11	0	0	3	0	0
Stadl Ufer	27	5	0	0	9	0	0	2
Plana	32	6	48	0	28	4	0	4
Zauset	33	6	0	10	6	0	3	2
Eggenberg	34	6	0	3	5	0	1	2
Schocksberg	35	6	0	3	5	0	1	2
Entenstein FT	84	6	7	30	141	2	4	5
Entenstein 1-3	37	6	78	79	47	4	4	4
Entenstein 4	81	6	15	17	16	3	3	3
Entenstein 5	36	6	36	51	40	4	4	4
Sperr	45	6	45	7	0	4	2	0
Saag W	46	6	0	2	1	0	1	1
Saag M	47	6	0	2	3	0	1	1
Saag O	48	6	20	7	2	3	2	1
Au	49	6	0	1	7	0	1	2
Ent Hangwald	83	8	3	0	0	1	0	0
Wehrkanal FT	38	8	30	10	25	4	3	3
Aiterbachau	42	8	4	0	0	2	0	0
SUMME	**39**	**6**	**913**	**514**	**972**	**90**	**59**	**73**

Tab. 86: Bestandsgrößen von *Rana temporaria* in den Teilgebieten des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Laichballen (=Weibchen).

Teilgebiet	Nr.	Laichballen Max85-89	Laichballen Max90-94	Laichballen Max95-99	Größenklassen log 3 Max85-89	Größenklassen log 3 Max90-94	Größenklassen log 3 Max95-99
Hausruck	1	469	278	589	37	25	30
Ager	2	50	0	3	6	0	1
Wels Hügelland	4	55	13	40	7	3	4
Traun Alm	5	53	1	14	9	1	4
Traun Fischlham	6	249	212	301	24	27	31
Traun Wels	8	37	10	25	7	3	3
SUMME	**6**	**913**	**514**	**972**	**90**	**59**	**73**

Tab. 87: Bestandsgrößen und Bestandsentwicklung von *Rana temporaria* im Untersuchungsgebiet und in den Teilgebieten. Laichb Laichballen, LGK Laichgewässerkomplex, GK logarithmische Größenklassen zur Basis 3 (Laichballen).

Teilgebiet	Ausgangsbasis LGK	Ausgangsbasis Laichb	Veränderung absolut LGK	Veränderung absolut Laichb	Veränderung relativ LGK %	Veränderung relativ Laichb %	Veränderung relativ GK %
Hausruck	13	469	-4	120	-30,8	25,6	-18,9
Ager	2	50	-1	-47	-50,0	-94,0	-83,3
Wels Hügelland	2	55	-1	-15	-50,0	-27,3	-42,9
Traun Alm	3	53	-1	-39	-33,3	-73,6	-55,6
Traun Fischlham	7	249	5	52	71,4	20,9	29,2
Traun Wels	3	37	-2	-12	-66,7	-32,4	-57,1
SUMME	**30**	**913**	**-4**	**59**	**-13,3**	**6,5**	**-18,9**

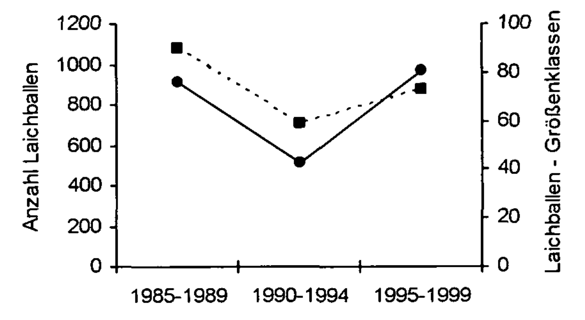


Abb. 48: Bestandsentwicklung von *Rana temporaria* im Untersuchungsgebiet. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Fünfjahresperioden; Kreise und die durchgezogene Linie beziehen sich auf die absoluten Zahlen abgelegter Laichballen (linke Skalenachse), Quadrate und die punktierte Linie auf eine Einstufung in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3, rechte Skala).

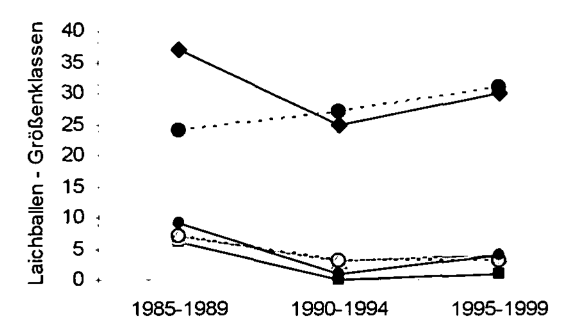


Abb. 49: Bestandsentwicklung von *Rana temporaria* in den Teilgebieten (TG) des Untersuchungsgebietes. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Teilgebiete in den Fünfjahresperioden; Datenbasis: Bestandsgröße in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3). ◆ TG 1 (Hausruck), ■ TG 2 (Ager), □ TG 3 (Welser Heide), △ TG 4 (Wels Nord), ○ TG 5 (Traun Alm), ● TG 6 (Traun Fischlham), O TG 8 (Traun Wels Aiterbach), □ TG 9 (Traun Marchtrenk).

4.3.11. Bestandsentwicklung *Rana ridibunda*

Rana ridibunda ist ein erfolgreicher rezenter Neubesiedler der niederen Lagen des Untersuchungsgebietes außerhalb der naturnah verbliebenen Teile der Traunauen. Die Bestandsentwicklung ist daher naturgemäß positiv (Tab. 88-90, Abb. 50-51). Noch nicht geklärt ist die Entwicklung im Bereich der Traunauen oberhalb von Wels, wo sich die Art bisher (vorerst?) nicht etablieren konnte.

Tab. 88: Bestandsgrößen von *Rana ridibunda* in den Gewässerkomplexen des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Rufende Männchen, TG Teilgebiet (siehe Untersuchungsgebiet).

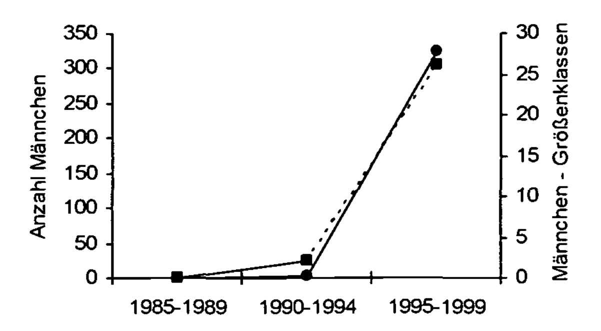
			Rufende Männchen			Größenklassen log 3		
Gewässerkomplex	**Nr.**	**TG**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Lambach	25	5	0	1	0	0	1	0
Zauset	33	6	0	0	1	0	0	1
Liner	62	4	0	0	1	0	0	1
Puchberg Wasgä	61	4	0	0	150	0	0	5
Schauermühle	72	9	0	0	28	0	0	4
Drugowitsch	74	9	0	0	4	0	0	2
Schafwiesen	75	9	0	2	61	0	1	4
Steppenheide	70	9	0	0	1	0	0	1
Heuberger	71	9	0	0	35	0	0	4
Wibau NW	77	9	0	0	42	0	0	4
SUMME	**10**	**4**	**0**	**3**	**323**	**0**	**2**	**26**

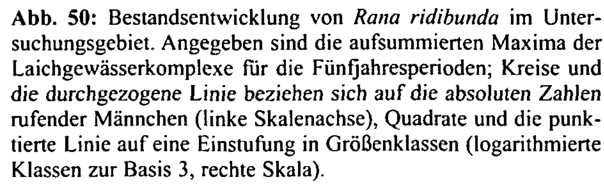
Tab. 89: Bestandsgrößen von *Rana ridibunda* in den Teilgebieten des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Rufende Männchen.

		Rufende Männchen			Größenklassen log 3		
Teilgebiet	**Nr.**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Traun Alm	5	0	1	0	0	1	0
Traun Fischlham	6	0	0	1	0	0	1
Wels Hügelland	4	0	0	151	0	0	6
Traun Marchtrenk	9	0	2	171	0	1	19
SUMME	**4**	**0**	**3**	**323**	**0**	**2**	**26**

Tab. 90: Bestandsgrößen und Bestandsentwicklung von *Rana ridibunda* im Untersuchungsgebiet und in den Teilgebieten. LGK Laichgewässerkomplex, GK logarithmische Größenklassen zur Basis 3 (Männchen).

	Ausgangsbasis		Veränderung absolut		Veränderung relativ		
Teilgebiet	**LGK**	**Männchen**	**LGK**	**Männchen**	**LGK %**	**Männch %**	**GK %**
Traun Alm	0	0	0	0	vorübergeh	vorübergeh	vorübergeh
Traun Fischlham	0	0	1	1	neu	neu	neu
Wels Hügelland	0	0	2	151	neu	neu	neu
Traun Marchtrenk	0	0	6	171	neu	neu	neu
SUMME	**0**	**0**	**9**	**323**	**neu**	**neu**	**neu**




Abb. 50: Bestandsentwicklung von *Rana ridibunda* im Untersuchungsgebiet. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Fünfjahresperioden; Kreise und die durchgezogene Linie beziehen sich auf die absoluten Zahlen rufender Männchen (linke Skalenachse), Quadrate und die punktierte Linie auf eine Einstufung in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3, rechte Skala).

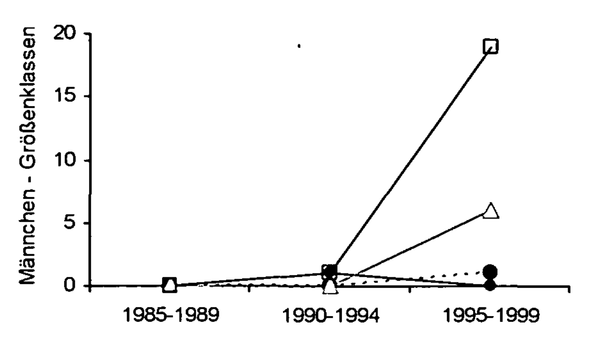


Abb. 51: Bestandsentwicklung von *Rana ridibunda* in den Teilgebieten (TG) des Untersuchungsgebietes. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Teilgebiete in den Fünfjahresperioden; Datenbasis: Bestandsgröße in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3).◆ TG 1 (Hausruck), ■ TG 2 (Ager), ▢ TG 3 (Welser Heide), △ TG 4 (Wels Nord), ○ TG 5 (Traun Alm), ● TG 6 (Traun Fischlham), O TG 8 (Traun Wels Aiterbach), □ TG 9 (Traun Marchtrenk).

4.3.12. Bestandsentwicklung *Rana lessonae* und *Rana esculenta*

Rana lessonae und *Rana esculenta* besiedeln die niederen Lagen des Untersuchungsgebietes. Möglicherweise sind beide im Untersuchungsgebiet nicht autochthon, die rezenten Vorkommen könnten ausschließlich auf an Gartenteichen ausgesetzte Tiere und auf eine länger bestehende Kolonie in einem Fischteichkomplex (TG 8) zurückgehen. Von letzterem aus haben diese beiden Taxa weite Teile der Traunauen von Wels bis Lambach besiedelt, was die Hauptursache für die stark positive Bestandsentwicklung im Untersuchungszeitraum ist (Tab. 93). In einzelnen Teilgebieten ist die Entwicklung aber auch negativ oder unklar, wie in der Welser Heide (TG 3) oder in der Austufe der Traun oberhalb von Wels (TG 8) (Tab. 91-93, Abb. 52-53).

Tab. 91: Bestandsgrößen von *Rana lessonae* und *Rana esculenta* in den Gewässerkomplexen des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Rufende Männchen, TG Teilgebiet (siehe Untersuchungsgebiet).

			Rufende Männchen			Größenklassen log 3		
Gewässerkomplex	**Nr.**	**TG**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**	**Max85-89**	**Max90-94**	**Max95-99**
Waldling	52	3	0	1	1	0	1	1
Wimpassing Schg	53	3	12	1	0	3	1	0
Lambach	25	5	0	0	34	0	0	4
Alm N	28	5	0	0	1	0	0	1
Plana	32	6	0	1	8	0	1	2
Zauset	33	6	0	13	4	0	3	2
Entenstein FT	84	6	1	24	30	1	4	4
Entenstein 1-3	37	6	3	0	7	1	0	2
Entenstein 5	36	6	5	17	7	2	3	2
Saag M	47	6	0	4	1	0	2	1
Saag O	48	6	0	1	1	0	1	1
Au	49	6	0	1	21	0	1	3
Wehrkanal FT	38	8	1	0	16	1	0	3
Steinhaus FT	39	8	18	104	176	3	5	5
Schauermühle	72	9	0	1	0	0	1	0
SUMME	**15**	**5**	**40**	**168**	**307**	**11**	**23**	**31**

Tab. 92: Bestandsgrößen von *Rana lessonae* und *Rana esculenta* in den Teilgebieten des Untersuchungsgebietes in den untersuchten Fünfjahresperioden. Erfassungseinheit: Rufende Männchen.

Teilgebiet	Nr.	Rufende Männchen Max85-89	Max90-94	Max95-99	Größenklassen log 3 Max85-89	Max90-94	Max95-99
Welser Heide	3	12	2	1	3	2	1
Traun Alm	5	0	0	35	0	0	5
Traun Fischlham	6	9	61	79	4	15	17
Traun Wels	8	19	104	192	4	5	8
Traun Marchtrenk	9	0	1	0	0	1	0
SUMME	**5**	**40**	**168**	**307**	**11**	**23**	**31**

Tab. 93: Bestandsgrößen und Bestandsentwicklung von *Rana lessonae* und *Rana esculenta* im Untersuchungsgebiet und in den Teilgebieten. LGK Laichgewässerkomplex, GK logarithmische Größenklassen zur Basis 3 (Männchen), vorübergeh vorübergehend existentes Vorkommen.

Teilgebiet	Ausgangsbasis LGK	Ausgangsbasis Männchen	Veränderung absolut LGK	Veränderung absolut Männchen	Veränderung relativ LGK %	Männch %	GK %
Welser Heide	1	12	0	-11	0,0	-91,7	-66,7
Traun Alm	0	0	2	35	neu	neu	neu
Traun Fischlham	3	9	5	70	166,7	777,8	325,0
Traun Wels	2	19	0	173	100,0	910,5	100,0
Traun Marchtrenk	0	0	0	0	vorübergeh	vorübergeh	vorübergeh
SUMME	**6**	**40**	**7**	**267**	**116,7**	**667,5**	**181,8**

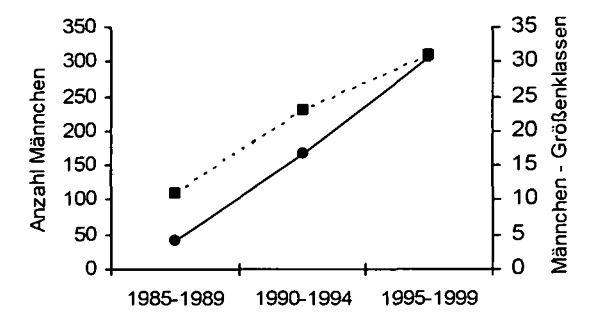


Abb. 52: Bestandsentwicklung von *Rana lessonae / esculenta* im Untersuchungsgebiet. Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe für die Fünfjahresperioden; Kreise und die durchgezogene Linie beziehen sich auf die absoluten Zahlen rufender Männchen (linke Skalenachse), Quadrate und die punktierte Linie auf eine Einstufung in Größenklassen (logarithmierte Klassen zur Basis 3, rechte Skala).

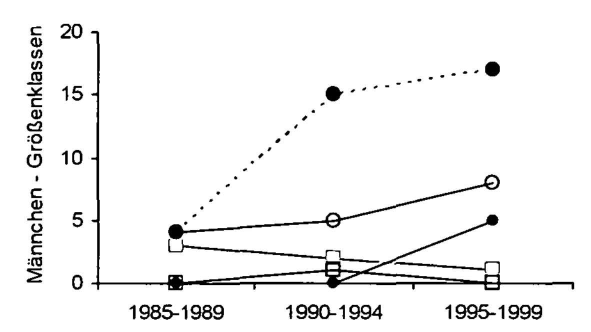


Abb. 53: Bestandsentwicklung von *Rana lessonae* und *Rana esculenta* in den Teilgebieten (TG). Angegeben sind die aufsummierten Maxima der Laichgewässerkomplexe der Teilgebiete für die Fünfjahresperioden; Datenbasis: absolute Zahlen rufender Männchen in Größenklassen. ◆ TG 1 (Hausruck), ■ TG 2 (Ager), □ TG 3 (Welser Heide), △ TG 4 (Wels Nord), ○ TG 5 (Traun Alm), ● TG 6 (Traun Fischlham), O TG 8 (Traun Wels Aiterbach), □ TG 9 (Traun Marchtrenk).

4.3.13. Bestandsentwicklung: Zusammenfassung und Artenvergleich

Tab. 94 dient einer zusammenfassenden Gegenüberstellung der Bestandsentwicklungen der einzelnen Amphibienarten des Untersuchungsgebietes nach unterschiedlichen Kriterien. Die äußerste rechte Spalte fasst die Ergebnisse der anderen Spalten zusammen: Das erste Symbol bezieht sich auf die relative Bestandsentwicklung basierend auf die Zahl der Laichgewässerkomplexe, die zweite auf die Erfassungseinheiten, die dritte auf die Größenklassen-Einstufung der Erfassungseinheiten. In der Zusammenfassung wird „0" vergeben, wenn der relative Wert im Bereich +/- 10 % beträgt, „-„ oder „+" wenn der relative Wert 10 % Abnahme oder 10 % Zunahme übersteigt.

Klare Bestandszunahmen ergeben sich für alle Wasserfroschtaxa und *Bufo bufo*. Klar negativ verlaufen die Bestandsentwicklungen von *Triturus vulgaris*, *Triturus alpestris*, *Bombina variegata* und *Bufo viridis*. Zunahmen überwiegen bei *Hyla arborea*, Abnahmen bei *Rana temporaria*. Bei *Salamandra salamandra*, *Triturus carnifex* und *Rana dalmatina* überwiegen stabile Bewertungen. Der Einstufung nach Größenklassen wird die größte Bedeutung zugemessen, da hier sowohl die Bestandsgrößen, als auch die Verteilung (durch überproportionale Berücksichtigung der Kleinvorkommen) berücksichtigt sind. Demnach sind *Bufo viridis* und *Bombina variegata* diejenigen Arten mit den stärksten Abnahmen; deutliche Abnahmen verbuchen weiters die beiden kleineren Molcharten und *Rana temporaria*. Beachtliche Zunahmen verzeichnen *Hyla arborea* und die drei Wasserfroschtaxa. Alle anderen Arten befinden sich in einem Bereich, der in etwa als stabil angenommen werden kann. Im speziellen bezüglich *Hyla arborea* wird für eine korrekte Interpretation auf die Diskussion verwiesen.

Tab. 94: Übersicht über die Bestandsveränderungen der untersuchten Amphibienarten, errechnet nach drei unterschiedlichen Kriterien: LGK Laichgewässerkomplex, Feh Fortpflanzungseinheit der Art, GK Größenklassen logarithmiert zur Basis 3. abs. absolut, n LGK Zahl der für die Bestandsentwicklung ausgewerteten Laichgewässerkomplexe, ZSF Zusammenfassende Darstellung der relativen Bestandsentwicklungen nach den drei gewählten Auswertemethoden.

Art	n LGK	LGK abs	LGK %	Feh abs	Feh %	GK abs	GK %	ZSF
Salamandra salamandra	3	0	0,0	-17	-13,1	0	0,0	0 - 0
Triturus alpestris	15	-4	-26,7	-134	-50,4	-10	-31,3	- - -
Triturus carnifex	17	1	7,1	-2	-1,5	3	10,0	0 0 0
Triturus vulgaris	45	-3	-10,8	-91	-16,4	-18	-20,7	- - -
Bombina variegata	32	-9	-34,6	-313	-75,8	-25	-45,5	- - -
Bufo bufo	37	5	18,5	151	14,0	12	16,0	+ + +
Bufo viridis	16	-4	-36,4	-238	-94,1	-17	-69,2	- - -
Hyla arborea	28	-1	-4,8	180	159,3	15	43,8	0 + +
Rana dalmatina	36	2	7,4	-287	-15,7	0	0,0	0 - 0
Rana temporaria	39	-4	-13,3	59	6,5	-17	-18,9	- 0 -
Rana ridibunda	10	9	Neu	323	neu	26	Neu	+ + +
Rana esculenta/lessonae	15	7	116,7	267	667,5	20	181,8	+ + +

4.4. Potenzielle Ursachen für die Bestandsentwicklung der Arten

4.4.1. Einführung

In diesem Kapitel wird Datenmaterial zu den einzelnen Arten zusammengefasst, das für die Analyse der Ursachen der Bestandsentwicklung beziehungsweise der Interpretation entsprechender Testergebnisse von Bedeutung ist. Zum Großteil handelt es sich dabei um diejenigen Variablen, die im kommenden Kapitel mit den Bestandsentwicklungen der einzelnen Arten in Beziehung gesetzt werden. Die Daten sind auf die Laichgewässerkomplexe der Arten bezogen, die Erfassungs- und Auswertemethoden sind in Kapitel 3 „Material und Methode" erklärt.

Folgende Variablen werden bearbeitet:

- Änderung im terrestrischen Makrohabitatangebot (siehe Kapitel 4.4.2.)
- Änderung im aquatischen Habitatangebot (Kapitel 4.4.3.)
- Änderung im Ausmaß der Fischbesiedlung (Kapitel 4.4.3.)
- Größe des Aktionsraums (Kapitel 4.4.4.)
- Neukolonisierungsvermögen und Bedeutung von Neukolonisierungen (Kapitel 4.4.5.)
- Populationsvernetzung (Kapitel 4.4.6.)
- Verkehrseinfluss (Kapitel 4.4.7.)
- Anfälligkeit für Mortalität im Straßenverkehr (Kapitel 4.4.7.)

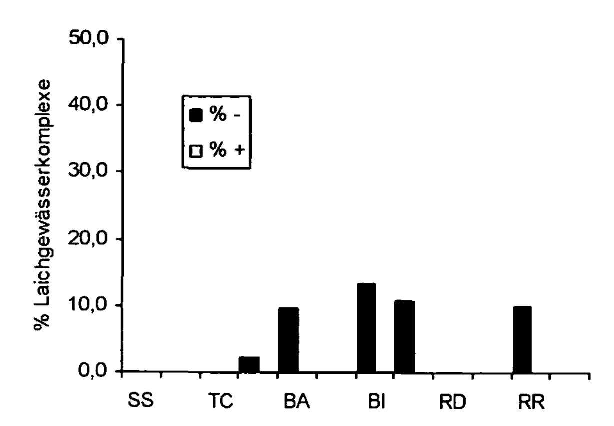


Abb. 54: Veränderungen im spezifischen Angebot an terrestrischen Makrohabitaten innerhalb der 1985-1999 besiedelten Laichgewässerkomplexe der Amphibienarten des Untersuchungsgebietes. Angegeben wird der Anteil der Laichgewässerkomplexe mit negativen und positiven Veränderungen der für die jeweilige Art relevanten Makrohabitate im Ausmaß von mehr als 5 %. Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.4.2. Änderung im Habitatangebot: terrestrisches Makrohabitat

Die Ergebnisse in Abb. 54 zeigen, dass Veränderungen im Angebot an für Amphibien relevanten terrestrischen Makrohabitaten während des Untersuchungszeitraumes nur einen untergeordneten Einfluss auf die Bestandsentwicklung der Arten haben können. Die Waldflächen verblieben auf der Makrohabitatebene flächenmäßig nahezu gleich; auch negative Veränderungen innerhalb der bestehenden Waldflächen, wie die Umwandlung von Laubwäldern in Fichten-Monokulturen trat in keinem nennenswerten Ausmaß auf. In den dichter besiedelten Bereichen des Untersuchungsgebietes kam es lokal zu Umwandlungen von offenem Kulturland in Siedlungsflächen oder Betriebsbaugebiete. Dies ging aber in erster Linie aufkosten von Ackerlandschaft, Wiesenumbruch trat in keinem nennenswerten Ausmaß auf, der Grünlandanteil hat sich durch Flächenstillegungsprogramme etwas erhöht. Weitere Veränderungen ergaben sich durch Umwandlungen von Kulturland und Waldflächen in Abbaugebiete mit unterschiedlicher Folgenutzung. Zu beachten ist, dass hier nur die entsprechenden Veränderungen beurteilt werden, nicht aber konstant potenziell negativ auftretende Einflüsse auf die Landlebensräume der Amphibien, wie Insektizid- und Pestizideinsatz im Kulturland oder Straßenverkehr (siehe weiter unten).

4.4.3. Änderung im Habitatangebot: aquatisches Habitat

Zwei Aspekte sind bei der Beurteilung von Abb. 55 zu beachten: Das Verhältnis der negativen zu den positiven Veränderungen pro Art und der Anteil der von deutlichen Veränderungen betroffenen Laichgewässerkomplexe, der sich aus der Summe der beiden Balkenlängen pro Art ergibt. Die Beeinflussung der Habitatqualität der Laichgewässerkomplexe durch Fische ist in die Auswertung inkludiert. Eine diesbezüglich weitgehend stabile Situation weisen *Salamandra salamandra, Triturus carnifex, Bufo bufo*, *Rana dalmatina* und *Rana esculenta / Rana lessonae* auf; klar positiv ist die Situation für *Rana ridibunda*. *Triturus alpestris*, *Rana temporaria* und *Bombina variegata* weisen anteilsmäßig sehr hohe negative Veränderungen auf. *Bufo viridis* und *Hyla arborea* zeigen ein Überwiegen negativer Entwicklungen bei sehr hohen Veränderungsanteilen, für *Triturus vulgaris* trifft dies in geringerem Ausmaß zu.

Abb. 56 zeigt, dass in den Laichgewässerkomplexen aller Arten mit Ausnahme von *Salamandra salamandra* und *Triturus alpestris* deutliche Zunahmen der Fischbesiedlung im Ausmaß von zumindest 10-20 % in den (nur) 15 Jahren des Untersuchungszeitraums zu beobachten waren. Entsprechende Einflüsse sind daher für die Bestandsentwicklung der meisten Arten zu erwarten. Die Zunahmen sind zum weitaus überwiegenden Teil durch anthropogene Besatzmaßnahmen begründet. Die hohen Zunahmen der Fischbesiedlung in den Laichgewässern von *Bufo bufo* und insbesondere der drei Wasserfroschtaxa sollten keine wesentlichen (negativen) Auswirkungen auf die Bestandsentwicklung dieser Arten haben, da diese eine diesbezüglich relativ hohe Toleranz besitzen. In geringerem Ausmaß trifft dies auch für *Rana temporaria* zu. Alle anderen Amphibienarten sind deutlich negativ von zunehmender anthropogener Fischbesiedlung ihrer Laichgewässer betroffen.

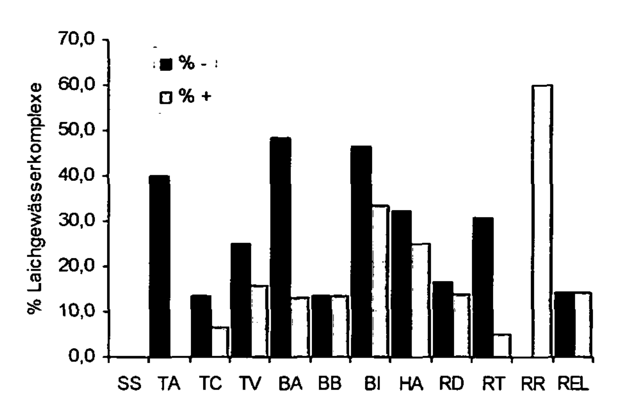


Abb. 55: Veränderungen im spezifischen Angebot an aquatischen Lebensräumen innerhalb der 1985-1999 besiedelten Laichgewässerkomplexe der Amphibienarten des Untersuchungsgebietes. Angegeben wird der Prozentanteil der Laichgewässerkomplexe einer Art mit diesbezüglich negativen und positiven Veränderungen im Ausmaß von über 20 % pro Laichgewässerkomplex. Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

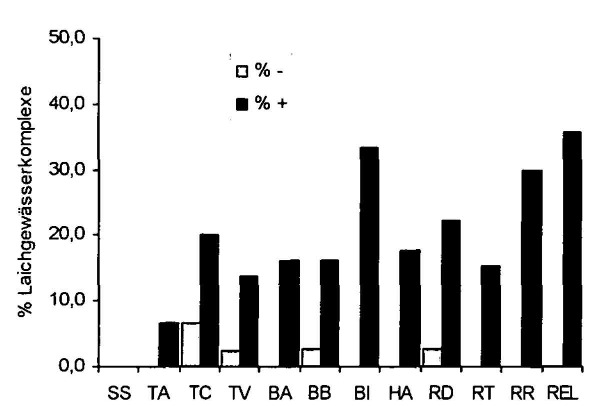


Abb. 56: Veränderung der Fischvorkommen in den 1985-1999 besiedelten Laichgewässerkomplexen der Amphibienarten des Untersuchungsgebietes: Angegeben wird der Prozentanteil der Laichgewässerkomplexe einer Art mit diesbezüglich negativen und positiven Veränderungen im Ausmaß von über 20 % pro Laichgewässerkomplex. Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.4.4. Aktionsraum

Sehr große Aktionsräume ergeben sich für die Echten Kröten und *Hyla arborea*, mittelhohe Werte für *Salamandra salamandra*, die Braunfrösche und *Bombina variegata*. Für die Wassermolche liegt ein unzureichendes Material vor, es deuten sich in Übereinstimmung mit BLAB (1986) eher niedrige Werte an. Für die Wasserfrösche können sehr hohe Werte vermutet werden.

4.4.5. Neubesiedlung von Laichgewässern

Die Wasserfrösche besitzen eine vergleichsweise ausgeprägte Fähigkeit, von bestehenden Laichgewässern aus entfernte Gewässer neu zu besiedeln. Bei Abb. 57 muss berücksichtigt werden, dass bei expansiven Arten mit zu Beginn der Erfassungsperiode wenigen und weit von einander entfernten Laichgewässern diese Eigenschaft naturgemäß überbewertet wird. Deshalb nehme ich an, dass der Abstand zu einer weiteren Gruppe an ausbreitungsfähigen Arten geringer ist, als es diese Abbildung zeigt. Zu dieser zweiten Gruppe zählen *Bufo viridis*, *Bufo bufo* und *Hyla arborea*. Die Braunfrösche, *Triturus vulgaris* und *Bombina variegata* folgen als nächste. Eine vergleichsweise mäßige bis geringe Ausbreitungsfähigkeit besitzen nach den bisherigen Daten *Triturus carnifex* und *Triturus alpestris*.

Tab. 95: Aktionsraum der Arten: Maximale Entfernungen adulter Exemplare von den nächstgelegenen Laichgewässern der Art im Untersuchungsgebiet in [m]. "Maximum 10": Arithmetisches Mittel der 10 höchsten Werte für Arten mit zumindest 5 Feststellungen. Zusätzlich werden Maximalangaben aus BLAB (1986) angeführt. Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

Art	n	Maximum	Maximum10	Blab (1986)
SS	6	725	433	
TA	0			400
TC	2	450		
TV	29*	415		400
BA	13	1058	626	
BB	99	2740	2180	2200
BI	152	2591	1974	
HA	51	2745	1429	600
RD	120	1137	684	1100
RT	71	729	567	800
REL	1	2707		
RR				

*) der überwiegende Teil der Daten zum *Triturus vulgaris* (TV) stammt aus einem einzigen Brunnen, der weniger als 65 m vom nächsten Laichgewässer entfernt lag; die Daten werden daher als nicht repräsentativ angesehen.

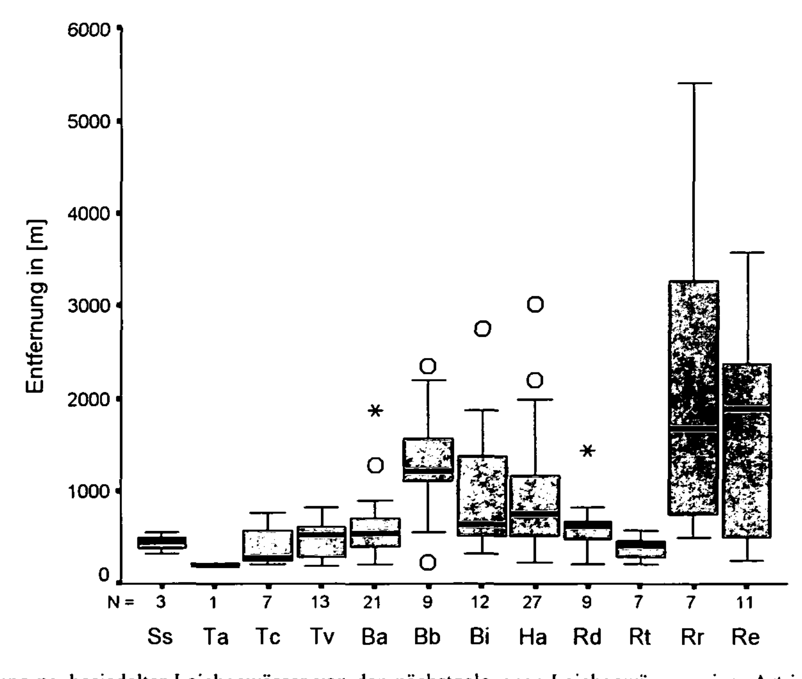


Abb. 57: Entfernung neubesiedelter Laichgewässer von den nächstgelegenen Laichgewässern einer Art im Untersuchungsgebiet von 1980 bis 1999 in m: Median (Querlinie), Interquartilbereich mit 50 % der Werte (Box), Extremwerte (x) und Ausreißer (o); ausgewertet wurden nur Entfernungen von > als 200 m. Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.4.6. Vernetzung der Populationen

Die Werte geben ein Maß für die Wahrscheinlichkeit dafür an, mit der ein Aussterbeereignis in einem Laichgewässerkomplex durch eine Wiederbesiedlung durch Individuen anderer Laichgewässerkomplex-Populationen wieder ausgeglichen werden kann. Deshalb wird auch der Begriff Kolonisierungswahrscheinlichkeit verwendet. Die Daten beruhen auf theoretischen Abundanzen von Individuen benachbarter Laichgewässerkomplexe im Sommerquartier im Bereich des jeweils untersuchten Laichgewässerkomplexes ohne Berücksichtigung der jeweiligen Laichgewässerkomplex-Population (siehe Methode, Kapitel 3.4.3.). Die diesbezüglich mit Abstand höchsten Werte erreichen die Braunfrösche, gefolgt von *Bufo bufo* und den kleineren Arten der Gattung *Triturus*.

Abb. 58 zeigt die große Bedeutung einer flexiblen und raschen Neubesiedlung oft weit entfernter, neu entstandener Laichgewässer (siehe Abb. 57) für die drei „Pionierarten" *Bombina variegata*, *Bufo viridis* und *Hyla arborea*. Abgesehen davon, dass eine prinzipielle Befähigung zur Neubesiedlung neuer Laichgewässer allen anderen Arten ebenfalls zu eigen ist, können diese mit Ausnahme der Wasserfrösche dennoch als Arten mit vergleichsweise konservativen Besiedlungsstrategien im Untersuchungsgebiet gelten. Die Werte für die Wasserfrösche sind stark positiv von der noch laufenden Besiedlung neuer Teile des Untersuchungsgebietes beeinflusst. Abgesehen von einer vergleichsweise sehr hohen Befähigung zur raschen Ausbreitung werden neubesiedelte, geeignete Lebensräume von den drei Wasserfroschtaxa aber langfristig stabil besiedelt.

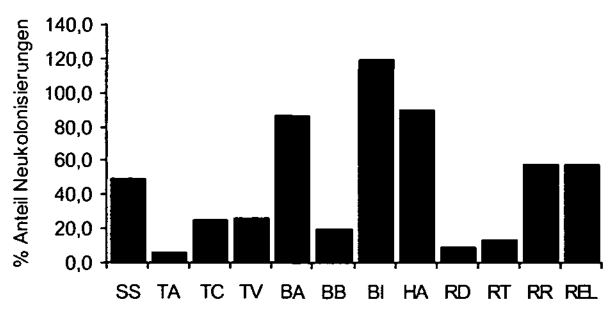


Abb. 58: Bedeutung von Neubesiedlungen von Laichgewässern für die Amphibienarten des Untersuchungsgebiets; angegeben ist der Anteil (in %) der von 1980 bis 1999 neubesiedelten Laichgewässern einer Art an den 1999 besiedelten Laichgewässern der Art. Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

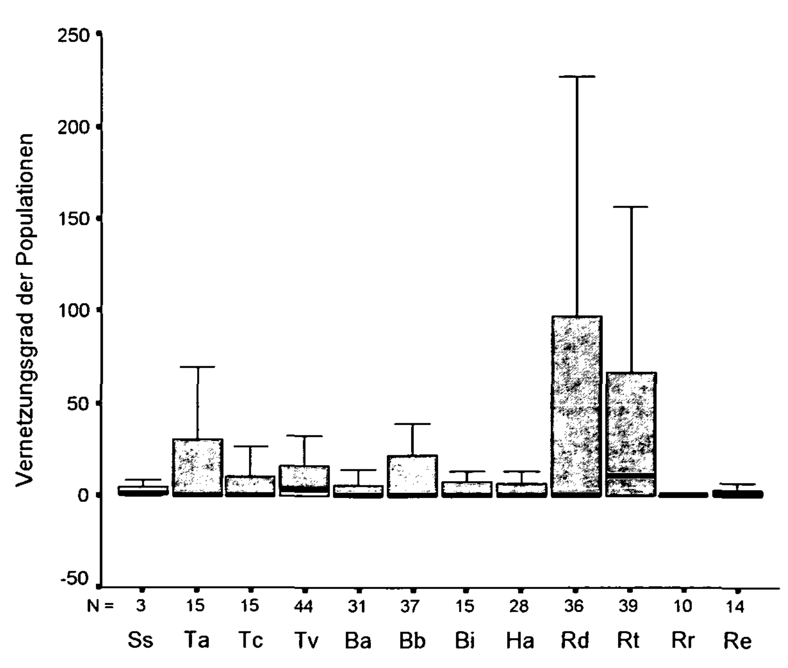


Abb. 59: Vernetzung der Laichgewässerkomplexe der einzelnen Arten zu Beginn des Untersuchungszeitraumes, basierend auf Distanzen und Populationsgrößen benachbarter Laichgewässerkomplexe: Median (Querlinie), Interquartilbereich mit 50 % der Werte (Box). Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.4.7. Verkehrseinfluss

Angegeben und in die Berechnungen einbezogen wird der Verkehrseinfluss in einem Radius von 1000 m um die Laichgewässerkomplexe, da innerhalb dieses Radius die Aktionsräume der Arten am stärksten überlappen (siehe unter Aktionsräume). Die Verkehrseinflüsse wurden auch für Radien von 500 m und 2000 m berechnet, es ergaben sich aber keine nennenswerten Unterschiede. Abb. 60 zeigt besonders hohe Verkehrseinflüsse um die Laichgewässerkomplexe von *Bufo viridis* und *Rana ridibunda*. Zusätzlich zeigt nur noch *Hyla arborea* im Vergleich zu den anderen Arten deutlich erhöhte Verkehrseinflüsse.

Die Tabelle ist nicht dazu geeignet, die tatsächliche Bedeutung der Mortalität im Straßenverkehr für die einzelnen Arten festzustellen, sondern dient lediglich einem interspezifischen Vergleich. Als wesentliche Erkenntnis verbleibt, dass Arten der Gattung *Bufo* wesentlich stärker anfällig sind als andere Arten, möglicherweise trifft dies auch auf *Salamandra salamandra* zu, für den das Material aufgrund der vergleichsweise geringen Populationsgröße für genauere Schlüsse nicht ausreicht. Die Echten Frösche der Gattung *Rana* sind vergleichsweise wenig betroffen. Für die beiden kleineren Molcharten kann eine Untererfassung nicht ausgeschlossen werden. Aufgrund der sehr hohen Anfälligkeit und der sehr hohen Verkehrseinflüsse sollte *Bufo viridis* die mit Abstand am stärksten vom Straßenverkehr gefährdete Amphibienart des Untersuchungsgebietes sein.

Tab. 96: Anfälligkeit der Amphibienarten des Untersuchungsgebietes für Mortalität durch Straßenverkehr. Als Bezugsgröße wurde die maximale in einer der drei Untersuchungsperioden festgestellte Adultpopulation ("Bestandsmaximum Erfassungseinheit" x artspezifischer Faktor) gewählt. Diese wird zur Summe der in allen Untersuchungsjahren festgestellten überfahrenen Exemplare je Art in Beziehung gesetzt. Max Maximum, Mort Mortalität, Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

Art	Bestand Max	Faktor	Adult population	Mort. absolut	Mort. relativ
SS	13	2	26	2	7,7
TA	266	1	266	0	0,0
TC	132	1	132	0	0,0
TV	557	1	557	2	0,4
BVA	413	1	413	2	0,5
BB	1229	4	4916	602	**12,2**
BVI	253	2	506	76	**15,0**
HA	293	2	586	5	0,9
RD	1826	2,5	4565	7	0,2
RT	972	2,5	2430	6	0,2
RR	323	2	646	0	0,0
REL	307	2	614	1	0,2

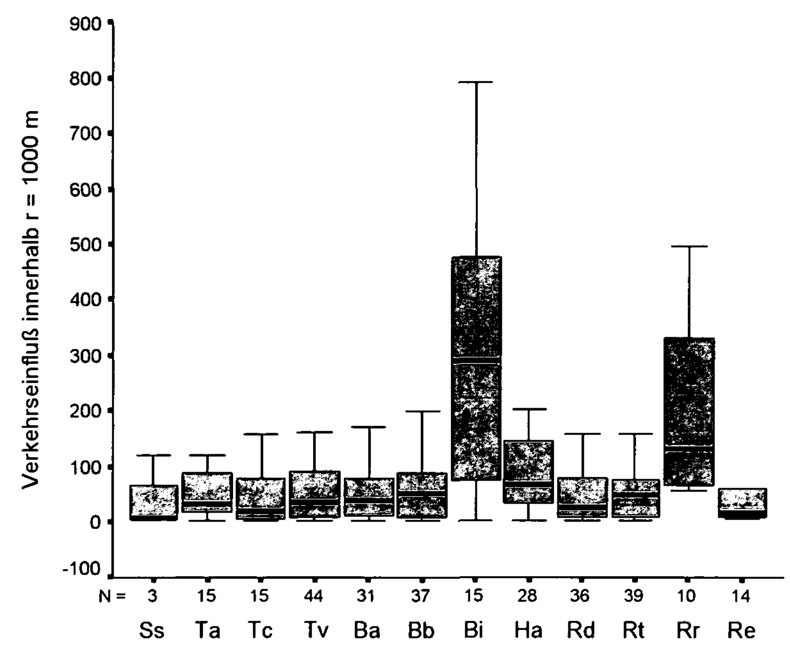


Abb. 60: Verkehrseinfluss in einem Radius von 1000 m um die Laichgewässerkomplexe der Arten. Die Werte entsprechen KFZ x km² / 15 min. Ss *Salamandra salamandra*, Ta *Triturus alpestris*, Tc *Triturus carnifex*, Tv *Triturus vulgaris*, Ba *Bombina variegata*, Bb *Bufo bufo*, Bi *Bufo viridis*, Ha *Hyla arborea*, Rd *Rana dalmatina*, Rt *Rana temporaria*, Rr *Rana ridibunda*, Rel *Rana esculenta* und *Rana lessonae*.

4.4.8. Für die weitere Auswertung ausgewählte Variablen

Die hier ausgewerteten Variablen sind teilweise durch ein hohes Ausmaß an Multikollinearität gekennzeichnet und können zudem in manchen Fällen nur als Kennwert für eine Art verwendet werden, nicht aber für die einzelnen Laichgewässerkomplexe einer Art. Deshalb wird hier kurz zusammengefasst, welche Variablen für welche weitere Auswertung herangezogen werden:

Die jeweiligen Bestandsentwicklungen in den Laichgewässerkomplexen werden im folgenden Kapitel mit folgenden Variablen in Beziehung gesetzt:

- Änderung im terrestrischen Makrohabitatangebot
- Änderung im aquatischen Habitatangebot
  - Änderung im Gewässerangebot
  - Änderung im Fischeinfluss
- Verkehrseinfluss
- Vernetzungsgrad der Populationen
- Ausgangsbestandsgröße

In einem interspezifischen Vergleich (letztes Ergebnis-Kapitel) werden folgende Variablen verwendet.

- Änderung im terrestrischen Makrohabitatangebot
- Änderung im aquatischen Habitatangebot
  - Änderung im Gewässerangebot
  - Änderung im Fischeinfluss
- Verkehrseinfluss
- Neukolonisierung - Entfernung
- Ausgangsbestandsgröße

4.5. Ursachen der Bestandsentwicklung

4.5.1. Ursachen der Bestandsentwicklung: *Salamandra salamandra*

Drei Gewässerkomplexe können hinsichtlich der Bestandsentwicklung von *Salamandra salamandra* beurteilt werden. Die Bestandsgröße veränderte sich im Untersuchungszeitraum abgesehen von anteilsmäßig unbedeutenden Bestandsschwankungen nicht (siehe Kapitel 4.3.1.). In allen drei Gewässerkomplexen verblieb die terrestrische Habitatsituation im Untersuchungszeitraum unverändert, die aquatische Habitatsituation wies in zwei von drei Vorkommen eine geringfügige negative Veränderung in der Größenordnung von 5-20 % des ursprünglichen Angebots auf. Der Verkehrseinfluss (Abb. 60) ist in den Vorkommensgebieten von *Salamandra salamandra* vergleichsweise gering. Die räumliche Verteilung der Populationen ist ungünstig (Abb. 59).

Die Stabilität der Bestandsgröße von *Salamandra salamandra* im Untersuchungsgebiet ist primär mit der unveränderten Konstellation der Habitatsituation und einer geringen negativen Beeinflussung durch Verkehrseinflüsse erklärbar. Die im Artvergleich ungünstige Verteilungsstruktur der Populationen hindert die Art nicht, trotz geringer Bestandsgrößen auch neu entstandene, geeignete Gewässer zu besiedeln. Eine detaillierte statistische Absicherung der Ergebnisse ist aufgrund des zu geringen Datenmaterials für *Salamandra salamandra* nicht möglich.

4.5.2. Ursachen der Bestandsentwicklung: *Triturus alpestris*

Bei der Interpretation der Ergebnisse für *Triturus Alpestris* ist die Multikollinearität zwischen „Habitat aquatisch“ und Verkehrseinfluss (Spearman-Korrelation: $p < 0,001$) zu beachten. Die oben angeführten Variablen sind in ihrer Ausbildung mit Ausnahme des Ausgangsbestands normalverteilt, was als wesentlicher Hinweis auf multivariate Normalverteilung gewertet wird. Eine multiple Regression ergibt zwar starke Trends aber keine signifikanten Ergebnisse bei alternativer Berücksichtigung von entweder "Habitat aquatisch" oder dem Verkehrseinfluss.

Folgende Faktoren zeigen Zusammenhänge mit der deutlich negativen Bestandsentwicklung von *Triturus alpestris* im Untersuchungsgebiet:

- Aquatische Habitatsituation: Gewässerangebot +
(• Verkehrseinfluss -)

4.5.3. Ursachen der Bestandsentwicklung: *Triturus carnifex*

Bei *Triturus carnifex* muss berücksichtigt werden, dass die Bestandssituation im Untersuchungszeitraum insgesamt stabil verblieb. Übereinstimmend ergeben sich positive Zusammenhänge zwischen Bestandsveränderungen und Veränderungen der aquatischen Habitatsituation. In erster Linie ist dies auf das stabile oder leicht zunehmende Angebot an geeignet strukturierten Kleingewässern zurückzuführen. Negative Veränderungen in Populationen von *Triturus carnifex* sind v.a. auf Zunahmen von Fischbesiedlung in einigen Laichgewässerkomplexen zurückzuführen. Insgesamt wurden während des Untersuchungszeitraums die negativen Einflüsse durch die positiven weitgehend kompensiert.

Folgende Variablen zeigt Zusammenhänge mit der stabilen Bestandsentwicklung von *Triturus carnifex* im Untersuchungsgebiet:

- Aquatische Habitatsituation: Gewässersituation +
- Aquatische Habitatsituation: Fischvorkommen -

Tab. 97: Beziehungen zwischen den Bestandsentwicklungen von *Triturus alpestris* (abhängige Variable) und unabhängigen Variablen in den Laichgewässerkomplexen. In der folgenden Tabelle sind die Risikowahrscheinlichkeiten (Signifikanzen) p für Unterschiede zwischen Laichgewässerkomplexen mit negativen (-1) oder positiven (1) und stabilen (0) Bestandsentwicklungen (U - Tests nach Mann und Whitney) und Risikowahrscheinlichkeiten für Beziehungen zwischen Bestandsentwicklung und den Variablen (Spearman-Rang-Korrelationen) angegeben. Inverse Beziehungen sind durch ein negatives Vorzeichen gekennzeichnet. Für die Bestandsentwicklung werden die auf Populationsgrößenklassen (=Basis GK) und Fortpflanzungseinheiten (=Basis Feh) basierenden prozentualen Werte herangezogen, Werte über 100 % werden auf 100 % reduziert.

Variable	-1 versus 0,1 M-W U-Test	Basis GK Spearman-Korr	Basis Feh Spearman-Korr
Habitat terrestrisch	1,000	-	-
Habitat aquatisch	**0,023** *	**0,019** *	**0,019** *
Gewässerangebot	**0,032** *	**0,043** *	**0,043** *
Fischeinfluss	-0,285	0,194	0,185
Verkehrseinfluss r = 1000 m	**-0,015** *	**-0,001** **	**-0,006** **
Ausgangsbestand	-0,484	-0,757	-0,561
Vernetzung r =1000 m	0,346	0,516	0,429

Tab. 98: Beziehungen zwischen den Bestandsentwicklungen von *Triturus carnifex* (abhängige Variable) und unabhängigen Variablen in den Laichgewässerkomplexen. Nähere Informationen zu den jeweils verwendeten Datengrundlagen und Tests siehe Tab. 97.

Variable	-1 versus 0,1 M-W U-Test	Basis GK Spearman-Korr	Basis Feh Spearman-Korr
Habitat terrestrisch	1,000	-	-
Habitat aquatisch	**0,014** *	0,082	**0,002** **
Gewässerangebot	-0,756	0,065	0,381
Fischeinfluss	**-0,005** **	-0,084	**-0,001** **
Verkehrseinfluss r = 1000 m	-0,564	0,416	-0,792
Ausgangsbestand	-0,183	-0,258	-0,285
Vernetzung r =1000 m	-0,942	-0,745	0,628

4.5.4. Ursachen der Bestandsentwicklung: *Triturus vulgaris*

Multikollinearität besteht zwischen der Veränderung der terrestrischen Habitatsituation und der Veränderung der Variable Fischbesiedlung. Die Veränderung des aquatischen Habitatangebots ist abhängig von den Variablen Gewässerangebot, Fischbestand und Ranidenbestand. Eine logistische Regression basierend auf einer Gegenüberstellung der Laichgewässerkomplexe von *Triturus vulgaris* mit negativer oder positiver Bestandsentwicklung wird mit den Variablen "Habitat aquatisch", Verkehrseinfluss und alternativ mit und ohne Ausgangsbestand errechnet. Das Modell ist signifikant ($p < 0{,}003$) und erklärt 87 % der Laichgewässerkomplex-Bestandsentwicklungen. Die einzige signifikante Variable ist die Änderung der aquatischen Habitatsituation, der somit eine entscheidende Rolle bei der Bestandsentwicklung von *Triturus vulgaris* zukommt. Die durchgehenden signifikanten Ergebnisse bezüglich Bestandsentwicklung und Verkehrseinfluss werden trotz des Fehlens einer Interkorrelation mit der aquatischen Habitatsituation vorläufig als räumliche Koinzidenz aufgefasst. Kausale Zusammenhänge sind nur bei entsprechend detaillierten Untersuchungen belegbar.

Folgende Variablen zeigen Zusammenhänge mit der negativen Bestandsentwicklung von *Triturus vulgaris* im Untersuchungsgebiet:

- Aquatische Habitatsituation: Gewässersituation +
- (• Verkehrseinfluss -)
- (• Ausgangsbestand +)

4.5.5. Ursachen der Bestandsentwicklung: *Bombina variegata*

Multikollinearität besteht zwischen folgenden univariat signifikanten Faktoren: "Habitat aquatisch" bzw. Gewässerangebot und Ausgangsbestand (-). In dieser Konstellation sind logistische Regressionen nicht zielführend, eine Unterscheidung hinsichtlich der Bedeutung der einzelnen signifikanten Faktoren ist nur eingeschränkt möglich. Der signifikante negative Zusammenhang zwischen Bestandsentwicklung und Ausgangsbestand bei einem Vergleich von zunehmenden und abnehmenden Populationen würde bedeuten, dass die größeren Populationen zu höheren Anteilen in ihrem Bestand abgenommen haben als kleinere. Da diese Tendenz bei den Korrelationen nicht auftritt, wird dem keine allzu große Bedeutung beigemessen.

Folgende Variablen zeigen Zusammenhänge mit der stark negativen Bestandsentwicklung von *Bombina variegata* im Untersuchungsgebiet:

- Aquatische Habitatsituation: Gewässerangebot +
- (Ausgangsbestand -)

Tab. 99: Beziehungen zwischen den Bestandsentwicklungen von *Triturus vulgaris* (abhängige Variable) und unabhängigen Variablen in den Laichgewässerkomplexen. Nähere Informationen zu den jeweils verwendeten Datengrundlagen und Tests siehe Tab. 97.

Variable	-1 versus 0,1 M-W U-Test	Basis GK Spearman-Korr	Basis Feh Spearman-Korr
Habitat terrestrisch	0,480	0,184	0,189
Habitat aquatisch	**0,011** *	**0,003** **	**0,005** **
Gewässerangebot	**0,009** **	**0,004** **	**0,015** *
Fischeinfluss	0,905	-0,804	-0,661
Verkehrseinfluss r = 1000 m	**-0,028** *	**-0,004** **	**-0,002** **
Ausgangsbestand	0,176	**0,044** *	0,273
Vernetzung r =1000 m	0,725	0,617	0,735

Tab. 100: Beziehungen zwischen den Bestandsentwicklungen von *Bombina variegata* (abhängige Variable) und unabhängigen Variablen in den Laichgewässerkomplexen. Nähere Informationen zu den jeweils verwendeten Datengrundlagen und Tests siehe Tab. 97.

Variable	-1 versus 0,1 M-W U-Test	Basis GK Spearman-Korr	Basis Feh Spearman-Korr
Habitat terrestrisch	0,787	-0,697	-0,645
Habitat aquatisch	**0,000** **	**0,000** **	**0,000** **
Gewässerangebot	**0,000** **	**0,001** **	**0,001** **
Fischeinfluss	-0,327	-0,601	-0,673
Verkehrseinfluss r = 1000 m	-0,639	-0,402	-0,378
Ausgangsbestand	**-0,032** *	0,492	-0,691
Vernetzung r =1000 m	0,361	0,110	0,213

4.5.6. Ursachen der Bestandsentwicklung: *Bufo bufo*

Multikollinearität besteht bei den Variablen Habitat aquatisch, Gewässerangebot, und Ausgangsbestand (-). Eine multiple Regression mit den Faktoren Habitat aquatisch und Verkehrseinfluss 1000 m ergibt bei einem insgesamt signifikanten Modell ($p < 0,001$) und einem Gesamt-Erklärungswert von 85 % „Habitat aquatisch" als signifikanten Faktor.

Folgende Variablen zeigen Zusammenhänge mit der stabilen bis positiven Bestandsentwicklung von *Bufo bufo* im Untersuchungsgebiet:

- Aquatische Habitatsituation: Gewässerangebot +
- Verkehrseinfluss -

Die Nutzbarkeit größerer, tieferer, für die Fischzucht herangezogener Gewässer durch *Bufo bufo* bei vergleichsweise geringer Sensibilität gegenüber von Fischen (abgesehen von v.a. Salmonidae) ermöglicht eine stabile bis leicht positive Bestandsentwicklung von *Bufo bufo* im Untersuchungsgebiet. Die erhöhte Anfälligkeit für Mortalität durch Straßenverkehr wird durch die negative Auswirkung des Verkehrseinflusses bei Radien von 1000m und 2000m um die Laichgewässerkomplexe deutlich.

4.5.7. Ursachen der Bestandsentwicklung: *Bufo viridis*

Veränderungen im Angebot an Laichgewässern, bei dieser Art im Untersuchungsgebiet in erster Linie die Abnahme oder Zunahme stark besonnter Gewässer, beeinflussen die Bestandsentwicklung von *Bufo viridis*. Eine logistische Regression ergibt hier keinen zusätzlichen Erkenntnisgewinn. Die insgesamt sehr stark negative Bestandsentwicklung von *Bufo viridis* kann daher mit der Zerstörung geeigneter Laichgewässer erklärt werden. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass *Bufo viridis* ein vom Rest des Untersuchungsgebietes stark abweichendes Teilgebiet besiedelt, das durch konstant hohe Verkehrsbelastung ausgezeichnet ist (siehe Abb. 60, Kapitel 4.4.7.). Deshalb sind diesbezügliche Auswirkungen sehr wahrscheinlich, können aber aufgrund möglicherweise zu geringer Variabilität innerhalb des Vorkommensgebietes der Art hier nicht nachgewiesen werden. Der Einfluss des Ausgangsbestandes wird nur mittels Korrelationen getestet, das Datenmaterial ist für die Anwendung eines Man-Whitney U-Tests nicht ausreichend.

Folgende Variable zeigt Zusammenhänge mit der stark negativen Bestandsentwicklung von *Bufo viridis* im Untersuchungsgebiet:

- Aquatische Habitatsituation: Gewässerangebot +

Tab. 101: Beziehungen zwischen den Bestandsentwicklungen von *Bufo bufo* (abhängige Variable) und unabhängigen Variablen in den Laichgewässerkomplexen. Nähere Informationen zu den jeweils verwendeten Datengrundlagen und Tests siehe Tab. 97.

Variable	-1 versus 0,1 M-W U-Test	Basis GK Spearman-Korr	Basis Feh Spearman-Korr
Habitat terrestrisch	1,000	1,000	1,000
Habitat aquatisch	**0,001** **	**0,001** **	**0,001** **
Gewässerangebot	**0,001** **	**0,001** **	**0,001** **
Fischeinfluss	-0,864	-0,387	-0,588
Verkehrseinfluss r = 1000 m	-0,077	**-0,011** *	**-0,013** *
Ausgangsbestand Feh	0,662	0,442	0,706
Vernetzung r =1000 m	-0,453	-0,838	0,533

Tab. 102: Beziehungen zwischen den Bestandsentwicklungen von *Bufo viridis* (abhängige Variable) und unabhängigen Variablen in den Laichgewässerkomplexen. Nähere Informationen zu den jeweils verwendeten Datengrundlagen und Tests siehe Tab. 97.

Variable	-1 versus 0,1 M-W U-Test	Basis GK Spearman-Korr	Basis Feh Spearman-Korr
Habitat terrestrisch	-0,604	-0,724	-0,724
Habitat aquatisch	**0,009** **	**0,018** *	**0,018** *
Gewässerangebot	**0,009** **	**0,010** *	**0,010** *
Fischeinfluss	-0,301	-0,795	-0,795
Verkehrseinfluss r = 1000 m	-0,391	-0,316	-0,323
Ausgangsbestand	-	0,889	0,668
Vernetzung r =1000 m	0,533	1,000	1,000

4.5.8. Ursachen der Bestandsentwicklung: *Hyla arborea*

Multikollinearität besteht zwischen Habitat terrestrisch und dem Ausgangsbestand (-). Bezüglich Gewässerangebot besteht Multikollinearität mit „Ausgangsbestand" (-) und „Verkehrseinfluss" (-). Aufgrund dieser Zusammenhänge mit unterschiedlichen Variablenkombinationen berechnete logistische Regressionen ergeben immer nur signifikante Ergebnisse für die Variablen Habitat aquatisch bzw. Gewässerangebot. Weiters besteht die Tendenz zu verstärkten negativen Bestandsentwicklungen in den ursprünglich größeren Laichgewässern (ausgewertet wurden nur die 85-89 besiedelten Laichgewässerkomplexe). Für die Bestandsentwicklung von *Hyla arborea* im Untersuchungsgebiet ist primär die Entwicklung der aquatischen Habitatsituation bedeutend. Dazu zählt ein ausreichendes Angebot an strukturell geeigneten, stark besonnten Gewässern mit fehlendem Fischbestand. Die negativen Zusammenhänge zwischen Bestandsentwicklung und terrestrischer Habitatsituation beruhen auf Umwandlung offenen Kulturlands aufkosten von Siedlungsflächen, was nur bedingt, eventuell in Zusammenhang mit höheren Verkehrseinflüssen, mit negativen Effekten für *Hyla arborea* verbunden sein dürfte.

Folgende Variablen zeigen Zusammenhänge mit der positiven Bestandsentwicklung von *Hyla arborea* im Untersuchungsgebiet:

- Aquatische Habitatsituation: Gewässerangebot +, Fischbesiedlung -
- Vernetzung

4.5.9. Ursachen der Bestandsentwicklung: *Rana dalmatina*

Alleine das Angebot an geeignet strukturierten Laichgewässern bestimmt die langfristige Bestandsentwicklung von *Rana dalmatina* im Untersuchungsgebiet. Dies wird auch durch je nach Auswahl der Variablen variierende logistische Regressionen bestätigt, die bei Gesamtsignifikanz der Modelle und hohen Erklärungswerten durchwegs nur die Veränderungen der aquatischen Habitatsituation als einzigen signifikant zur Erklärung beitragenden Einzelfaktor ergaben. Das Angebot an geeignet strukturierten Gewässern ist dafür ausschlaggebend, trotzdem dürfte die (negative) Bedeutung eines zunehmenden Fischbesatzes dabei unterschätzt sein.

Folgende Variable zeigt Zusammenhänge mit der stabil bis negativen Bestandsentwicklung von *Rana dalmatina* im Untersuchungsgebiet:

- Aquatische Habitatsituation: Gewässerangebot +

Tab. 103: Beziehungen zwischen den Bestandsentwicklungen von *Hyla arborea* (abhängige Variable) und unabhängigen Variablen in den Laichgewässerkomplexen. Nähere Informationen zu den jeweils verwendeten Datengrundlagen und Tests siehe Tab. 97.

Variable	-1 versus 0,1 M-W U-Test	Basis GK Spearman-Korr	Basis Feh Spearman-Korr
Habitat terrestrisch	-0,180	-0,081	-0,075
Habitat aquatisch	**0,003** **	**0,001** **	**0,001** **
Gewässerangebot	**0,006** **	**0,000** **	**0,001** **
Fischeinfluss	**-0,012** *	-0,099	-0,069
Verkehrseinfluss r = 1000 m	-0,388	-0,698	-0,561
Ausgangsbestand	-0,075	-0,127	-0,344
Vernetzung r =1000 m	**-0,005** **	**-0,024** *	**-0,025** *

Tab.104: Beziehungen zwischen den Bestandsentwicklungen von *Rana dalmatina* (abhängige Variable) und unabhängigen Variablen in den Laichgewässerkomplexen. Nähere Informationen zu den jeweils verwendeten Datengrundlagen und Tests siehe Tab. 97.

Variable	-1 versus 0,1 M-W U-Test	Basis GK Spearman-Korr	Basis Feh Spearman-Korr
Habitat terrestrisch	1,000	1,000	1,000
Habitat aquatisch	**0,000** **	**0,000** **	**0,000** **
Gewässerangebot	**0,000** **	**0,000** **	**0,000** **
Fischeinfluss	-0,301	-0,416	-0,488
Verkehrseinfluss r = 1000 m	-0,163	-0,079	-0,247
Ausgangsbestand	-0,475	0,397	0,766
Vernetzung r =1000 m	-0,505	-0,859	-0,548

4.5.10. Ursachen der Bestandsentwicklung: *Rana temporaria*

Vernetzung, Ausgangsbestand und Veränderungen im terrestrischen Makrohabitat als Konstante sind von allen anderen Variablen unabhängig, Veränderungen im aquatischen Habitatangebot und Gewässerangebot interkorrelieren jeweils mit dem Verkehrseinfluss. Eine logistische Regression unter Einbeziehung der Variablen „Habitat aquatisch", „Ausgangsbestand" und „Vernetzung" ergibt bei einem signifikanten Modell ($p < 0,001$) mit Erklärungswerten von 74 % für alle Werte wiederum die Veränderungen im aquatischen Habitatangebot bzw. das strukturelle Gewässerangebot als einzigen Faktor, der signifikant zur Erklärung des Modells beiträgt.

Folgende Variablen zeigen Zusammenhänge mit der negativen Bestandsentwicklung von *Rana temporaria* im Untersuchungsgebiet:

- Habitatsituation aquatisch: Gewässerangebot +
- Ausgangsbestandsgröße: +
- Vernetzung: +
- Verkehrseinfluss -

4.5.11. Ursachen der Bestandsentwicklung: *Rana ridibunda*

Für *Rana ridibunda* gibt es aufgrund des Vorhandenseins ausschließlich sich positiv entwickelnder Teilpopulationen keine Möglichkeit des Vergleichs mit negativen Konstellationen. Spearman-Korrelationen zwischen unterschiedlich positiven Bestandsentwicklungen und den verwendbaren Variablen zur Beschreibung aufgetretener Änderungen der Habitatkonstellationen sind allesamt nicht signifikant. Der Erfolg des Besiedlungsprozesses kann aufgrund der erst geringen Dauer und der unterschiedlichen, im Detail unbekannten Ursachen für die rezente Expansion noch nicht abgeschätzt werden.

Folgende Eigenschaften von *Rana ridibunda* stehen mit großer Wahrscheinlichkeit in Zusammenhang mit der erfolgreichen Ausbreitung der Art:

- starke Zunahme geeignet strukturierter Gewässer (Abb. 55, Kapitel 4.4.)
- relativ hohe Toleranz gegenüber Fischen (Tab. 50, Kapitel 4.1.11)
- hohe Ausbreitungsfähigkeit (Abb. 57, Kapitel 4.4.)
- geeignete Temperaturverhältnisse in den niedrigen Lagen

4.5.12. Ursachen der Bestandsentwicklung: *Rana lessonae* und *Rana esculenta*

Die unterschiedlichen Bestandsentwicklungen der Wasserfrosch - Teilpopulationen des Untersuchungsgebietes stehen in keinem Zusammenhang mit einer der ausgewählten Variablen. Dies hängt einerseits mit dem geringen Datenmaterial für die Ausgangssituation zusammen. Andererseits könnte dies auch auf anthropogen initiierte Besiedlungsvorgänge zurückzuführen sein.

Die jüngsten Ausbreitungsereignisse erfolgten in Gebieten, die offenbar seit längerer Zeit, jedenfalls vor Beginn des Untersuchungszeitraumes, für die Art geeignete Bedingungen boten. Eine Änderung der aquatischen Habitatsituation für die beiden Taxa fehlte jedenfalls (Abb. 55); sonst gilt ähnliches wie für *Rana ridibunda*. Eine Mischpopulation zwischen *Rana ridibunda* und einem der beiden kleineren Wasserfroschtaxa konnte bisher nicht festgestellt werden.

Tab. 105: Beziehungen zwischen den Bestandsentwicklungen von *Rana temporaria* (abhängige Variable) und unabhängigen Variablen in den Laichgewässerkomplexen. Nähere Informationen zu den jeweils verwendeten Datengrundlagen und Tests siehe Tab. 97.

Variable	-1 versus 0,1 M-W U-Test	Basis GK Spearman-Korr	Basis Feh Spearman-Korr
Habitat terrestrisch	1,000	1,000	1,000
Habitat aquatisch	**0,000** **	**0,000** **	**0,000** **
Gewässerangebot	**0,000** **	**0,000** **	**0,000** **
Fischeinfluss	-0,685	-0,806	-0,636
Verkehrseinfluss r = 1000 m	-0,060	**-0,028** *	**-0,038** *
Ausgangsbestand	0,750	**0,029** *	**0,040** *
Vernetzung r =1000 m	0,063	0,066	**0,042** *

4.5.13. Einflussfaktoren auf die Bestandsentwicklung der untersuchten Amphibienarten

Hier erfolgt eine gemeinsame Auswertung potenzieller Einflussgrößen auf die Bestandsentwicklung aller Amphibienarten des Untersuchungsgebietes. Wesentliche Befunde für einzelne Arten oder für kleinere Artengruppen können hier unterrepräsentiert sein; diese Aspekte werden in den artspezifischen Kapiteln im Ergebnisteil und der Diskussion ausführlicher behandelt. Die Basis für die Korrelationsberechnungen sind die Bestandsentwicklungen der einzelnen Arten und die jeweilige Ausbildung der potenziell beeinflussenden Faktoren. Für die Beurteilung der Auswirkungen z.B. der terrestrischen Habitatsituation im Untersuchungsgebiet auf die Entwicklung der Amphibienbestände wurden die Mittelwerte der Entwicklung der terrestrischen Habitatsituation der Arten mit den entsprechenden Werten der Bestandsentwicklung der Arten korreliert.

Unabhängige Variablen:

- Variablen 1-3: Arithmetische Mittel für die Laichgewässerkomplexe der Arten
- Variable 4: % Laichgewässerkomplex mit starker Zunahme der Einflüsse (siehe Abb. 56)
- Variable 5: Arithmetisches Mittel für das Gesamtgebiet pro Art
- Variable 6: Adultpopulation pro Laichgewässerkomplex 1985-89
- Variable 7: Maximaler Gesamtbestand im Untersuchungsgebiet 1985-1989 entsprechend den Bezugsgrößen (Adultpop., Adultpop.-Gk, Laichgewässerkomplexe)
- Variable 8: Arithmetische Mittel für die Laichgewässerkomplexe der Arten

Aus Tab. 6 ergeben sich folgende zentrale Tendenzen für die Ursachen der Entwicklung der Amphibienbestände im Untersuchungsgebiet:

- Die Bestandsentwicklung ist im gewählten Zeitraum im Wesentlichen von den Entwicklungen des Angebots an geeigneten Laichgewässern abhängig. Dabei spielen vor allem das Angebot strukturell geeigneter Gewässer und die jeweils unterschiedliche Wirkung der Einflüsse von Fischen eine bedeutende Rolle.
- Die Variable Neubesiedlung (Entfernung) zeigt einen positiven Trend und deutet an, dass ausbreitungsfähige Arten günstigere Bestandsentwicklungen aufweisen.
- Ein Einfluss unterschiedlicher Bestandsgrößen der Arten zu Beginn des Untersuchungszeitraums (Ausgangsbestand) hatte keinen Einfluss auf die Bestandsentwicklungen der Arten. Betreffend die durchschnittliche Größe der Adultpopulation pro Laichgewässerkomplex deutet sich sogar ein negativer Trend an. Hier gilt es die Länge des Untersuchungszeitraums und die Fortpflanzungsstrategien, sowie die erfolgten Ausbreitungsprozesse einzelner Arten zu beachten.
- Keine Zusammenhänge konnten für die terrestrische Makrohabitatsituation und den Verkehrseinfluss gefunden werden. Hierzu wird ausdrücklich auf die Diskussion verwiesen.

Tab. 106: Ursachen der Bestandsentwicklung der Amphibien des Untersuchungsgebietes. Zusammenhänge zwischen Bestandsentwicklung der Arten im Gesamtgebiet (3 abhängige Variablen) und wesentlichen Einflussvariablen (1-8). Angegeben sind die Risikowahrscheinlichkeiten für Spearman - Korrelationen mit entsprechenden Vorzeichen. (Erläuterungen zu den Variablen im Anschluss an die Tabelle). Fett gedruckt: signifikante Beziehungen, * ... signifikant, ** ... hoch signifikant.

Datenbasis	Adultpop-Gk	Adultpop.	Laichgewässerkomplex
(1) Habitat terrestrisch	0,536	0,457	0,354
(2) Habitat aquatisch	**0,039 ***	0,149	**0,010 ***
(3) Gewässerangebot	**0,003 ****	**0,013 ***	**0,014 ***
(4) Fischeinfluss	**-0,010 ***	**-0,012 ***	**-0,006 ****
(5) Neubesiedlungsvermögen	0,064	0,141	0,087
(6) Adultpop/Lgk	-0,106	-0,109	-0,158
(7) Ausgangsbestand	-0,269	-0,232	-0,279
(8) Verkehrseinfluss	0,940	0,965	-0,753

5. Diskussion

5.1. Methodische Aspekte bei der Bewertung von Bestandsentwicklungen mitteleuropäischer Amphibienarten

5.1.1. Populationsbiologische Grundlagen

Unter der Bestandsentwicklung einer Population versteht man die Veränderung der Populationsgröße im Laufe der Zeit. Voraussetzungen für die Erfassung von Bestandsentwicklungen ist die Möglichkeit der Erfassung von absoluten oder relativen Populationsgrößen und die Möglichkeit, diese Erfassung in regelmäßigen Zeitabständen zu wiederholen. Ein Abschätzen der Populationsgröße bedarf in der Regel arbeits- und zeitaufwendiger Datenaufnahme und Analyse (HEYER et al. 1994). Dies trifft umso mehr zu, wenn bei Einbeziehung unterschiedlicher Umweltfaktorenkonstellationen mehrere oder viele in räumlichem Konnex zueinander stehende Populationen verschiedener Amphibienarten untersucht werden. Von besonderer Bedeutung für Erfassung und Interpretation von Bestandsentwicklungen ist die Berücksichtigung der Charakteristika der Populationsbiologie und der Populationsstruktur einer Art oder Tiergruppe. Amphibienpopulationen sind in Abhängigkeit von unterschiedlichem Fortpflanzungserfolg verschiedener Jahrgänge und der zeitlichen Verzögerung bis zum Erreichen des fortpflanzungsfähigen Alters der jeweiligen Jahrgänge durch eine komplexe Populationsstruktur gekennzeichnet. Ein weiteres Charakteristikum der Populationsbiologie von Amphibien ist ein hohes Vermehrungspotenzial, das einen Ausgleich vorangegangener katastrophaler Bestandseinbrüche innerhalb weniger Jahre ermöglicht. Das vergleichsweise hohe Alter, das Vertreter dieser Tiergruppe erreichen können, begünstigt das Überdauern anhaltend ungünstiger Umweltbedingungen. Diese Eigenschaften generieren starke Schwankungen von Populationsgrößen, deren Ursachen mehrere Jahre zurückliegen können. Wenn die Interpretation der Bestandsentwicklung von Amphibien darauf basiert, die Größe der Population während der alljährlichen Konzentration der adulten Tiere in den Fortpflanzungsgewässern festzustellen, ist es bedeutend, Kenntnisse über demographische Parameter und die Lebenslaufstrategie (KUHN 1998) von Individuen oder Populationen zu besitzen. Dazu zählen Geschlechterverhältnisse, das Alter beim erstmaligen Ablaichen, die Zahl der Fortpflanzungsperioden der einzelnen Individuen und Abstände zwischen den Fortpflanzungsperioden sowie auch das Ausmaß diesbezüglicher Variation in Abhängigkeit von Umweltfaktoren (siehe auch KUHN 1992, 1993, 1994; SCHABETSBERGER & GOLDSCHMID 1994). Dafür gibt es bisher nur für wenige Arten detaillierte Befunde, die zugleich auch die bisher unterschätzte Komplexität dieser Thematik andeuten. KUHN (1994, 1998) zeigte in einer langjährigen Untersuchung zur Lebenslaufstrategie von *Bufo bufo*, dass Weibchen dieser Art entgegen bisheriger Annahmen weder zu einem festgelegten Alter, in manchen Fällen erst in relativ hohem Alter und in vielen Fällen nur ein einziges Mal in ihrem Leben ablaichen. Arten mit jahreszeitlich langer Laichzeit, wie *Bufo calamitas* oder *Bufo viridis*, können innerhalb eines Jahrgangs Kohorten ausbilden, die in getrennten Zeitabschnitten laichen (SINSCH 1997, 2002) und daher potenziell auch unterschiedliche Bestandsentwicklungen aufweisen. Diese Kohorten können genetisch stärker von einander getrennt sein als räumlich entfernte Populationen. Entsprechend ausführliche Untersuchungen fehlen für die meisten mitteleuropäischen Amphibienarten und entsprechend vorsichtig muss bei der Interpretation von Ursachen von Bestandsveränderungen auch vorgegangen werden.

5.1.2. Variation der Bestandsgrößen

Amphibienpopulationen sind durch eine hohe Variation der Bestandsgrößen gekennzeichnet, wie es für eine Tiergruppe, die besonders in den aquatischen Fortpflanzungsgewässern instabilen Umweltbedingungen ausgesetzt ist und keine Brutpflege betreibt, charakteristisch ist. Die Populationsgrößen schwanken unter natürlichen Bedingungen im Ausmaß von mehreren 100 % des Minimalwertes oder um einen Faktor 10 oder mehr (siehe u.a. ARNTZEN & TEUNIS 1993, BLAB & BLAB 1981, BERVEN 1990, WARINGER-LÖSCHENKOHL 1992, SCHUSTER 1994, 2001, KOGOJ 1997, KNEITZ 1998). Die Beurteilung, ob es sich bei einer beobachteten Bestandsentwicklung um eine „natürliche" Bestandsschwankung oder um einen anthropogen beinflussten, negativen oder positiven Trend handelt, ist dadurch deutlich erschwert. Damit steigt auch die Bedeutung von Langzeituntersuchungen, da bei schwankenden Populationsgrößen nur aus langjährigen Datenreihen Trends ersichtlich werden (dazu siehe u.a. PECHMANN et al. 1991, PECHMANN & WILBUR 1994, WAKE 1991, KUHN 1998; MEYER et al. 1998, HACHTEL 2002, JEDICKE 2002) und – abgesehen von Katastrophenereignissen – bei langjährigen Datenreihen Abhängig-

keiten beobachteter Bestandsentwicklungen von der Ausbildung von Umweltfaktoren erkannt (GROSSENBACHER 2002) und auch statistisch abgesichert werden können. Gleiches gilt für die Trennung von „natürlichen" und anthropogenen Ursachen von Bestandsentwicklungen (u.a. PECHMANN et al. 1991, FAHRIG et al. 1995).

5.1.3. Bewertung von Bestandsentwicklungen

Die Bewertung von Bestandsentwicklungen ist auch bei den vorliegenden Datenreihen weniger einfach, als es auf den ersten Blick erscheint. Eine negative Bestandsentwicklung ist bei einem signifikant negativen Zusammenhang zwischen Populationsgröße und Zeit gegeben (PECHMANN & WILBUR 1994). Dies ist bei einzelnen untersuchten Gewässern zur Bewertung in der Regel ausreichend, wenn die Untersuchungsperioden lange genug andauern. Bei einer gleichzeitigen Bearbeitung von mehreren Gewässern treten in unterschiedlichen Gewässern auch teilweise unterschiedliche Entwicklungen auf. Oft laufen entsprechende Entwicklungen parallel: Zum Beispiel wenn infolge von Trockenheit ein großer Anteil an Fortpflanzungsgewässern gleichzeitig austrocknet, was sich in der Regel in einer Abnahme der Populationsgröße und Verkleinerung des besiedelten Areals auswirkt. Unter bestimmten Umständen können günstige Entwicklungen in wenigen Gewässern sukzessive Abnahmen in zahlreichen Laichgewässern kompensieren, wofür im Untersuchungsgebiet *Hyla arborea* ein Beispiel darstellt.

Je größer die untersuchte Fläche ist, umso mehr gewinnt die Beurteilung der räumlichen Verteilung der Populationen gegenüber einer ausschließlichen Betrachtung der Bestandsgrößen an Bedeutung. Wie eine kombinierte Wertung dieser Beurteilungskriterien im Einzelfall aussehen könnte, darüber besteht wie bei den meisten Tiergruppen auch für Amphibien derzeit noch keine ausreichend abgesicherte fachliche Grundlage. Eine der in AMLER et al. (1999) genannten „Faustregeln" als Entscheidungshilfe für Planung und Management im Naturschutz besagt, dass ab einer bestimmten Größe einer Einzelpopulation deren Überlebenswahrscheinlichkeit deutlich höher ist, als eine bestimmte Zahl kleinerer, weiter von einander entfernter Populationen. Für die Amphibien fehlt hier aber grundlegende Kenntnis zur Ausbreitungsfähigkeit der Arten in Abhängigkeit von Umweltfaktoren. Eine Berücksichtigung der räumlich-zeitlichen Situation wird durch Langzeituntersuchungen sicherlich an Bedeutung gewinnen. Diesbezüglich sollte zukünftig auch kritischer mit der Prüfung der Anwendung von Metapopulationskonzepten umgegangen werden. Amphibienpopulationen sind in der Regel wesentlich weniger disjunkt verbreitet, als es für eine Anwendung von Metapopulationskonzepten Voraussetzung wäre (HANSKI 1999). In vielen Fällen sind die terrestrischen Lebensräume zwischen den Gewässern weitgehend flächig besiedelt und die Distanzen zwischen den Laichgewässern nur ein scheinbares, oder überbewertetes Maß für den Isolationsgrad von Amphibienpopulationen. KLEIN & VEITH (1997) argumentieren, dass weniger ein klassisches Metapopulationskonzept, mit unregelmäßig im Raum verteilten, unterschiedlich voneinander entfernten Teilpopulationen, als vielmehr eine Verbindung des Core – Satellite – Modells mit einem Source - Sink - Modell die räumliche Verteilung von Amphibienpopulationen am besten beschreibt: Zentrale, individuenreiche Quellen-Populationen produzieren einen „Überschuss" an Individuen, die teilweise abwandern; dadurch werden periphere, sonst nicht dauerhafte Sink-Populationen am Leben erhalten. Diese Kleinpopulationen zeigen eine starke Fluktuation, was insgesamt geringe Auswirkungen auf die Bestandsgrößen, aber große Auswirkungen auf die Verteilung der Art besitzt. Eine Unterscheidung in Source- und Sink- Populationen ist bei Amphibien verhältnismäßig einfach, wobei die Erhaltung der Source-Populationen vordringlich erscheint, da diese aufgrund des hohen Vermehrungspotenzials von Amphibien in kurzer Zeit eine große Zahl weiterer Sink-Populationen generieren können. In welchem Ausmaß Sink-Populationen mit zunehmender Zeitdauer in Abhängigkeit von der Wahrscheinlichkeit ihrer Umwandlung in Source-Populationen zum langfristigen Erhalt oder zur Ausbreitung von Amphibienpopulation beitragen, muss derzeit noch offen bleiben.

Eine differenzierte Bewertungsmöglichkeit empirisch erhobener Daten zur Bestandssituation von Amphibien, in die sowohl Bestandsgrößen der Einzelpopulationen wie auch deren räumliche Verteilung eingehen, fehlt derzeit noch. Im vorliegenden Fall werden die Ergebnisse, die auf unterschiedlich erhobenen und bearbeiteten Datensätzen beruhen, gleichrangig gewertet. Die drei verwendeten Werte sind (1) absolute Bestandszahlen, (2) Bestandszahlen beruhend auf logarithmisch gewählte Größenklassen und (3) die Zahl der besiedelten Laichgewässerkomplexe, zugleich auch ein Maß für die besiedelte Fläche. In den meisten Fällen verlaufen die entsprechenden Entwicklungen parallel, wenn auch in deutlich unterschiedlichem Ausmaß. Die Berücksichtigung logarithmischer Größenklassen wird wegen des für terrestrische Wirbeltiere hohen Vermehrungspotentials der Amphibien und den damit potenziell verbundenen hohen Bestandsschwankungen bevorzugt.

Ein letzter hier behandelter Aspekt betrifft die Schwierigkeiten bei einem Vergleich der Bestandsentwicklungen von Arten mit unterschiedlichen Bestandsgrößen, insbe-

sondere stark unterschiedlichen Ausgangsbestandsgrößen. Bei einem Vergleich der Bestandsentwicklungen empfiehlt sich die Verwendung der relativen Bestandsveränderungen. Bei stark unterschiedlichen Ausgangsbestandsgrößen kommt es dabei aber zu sehr unterschiedlichen Auswirkungen auf diese Werte. In der Regel führt die relative Bestandsveränderung bei Arten mit geringen Ausgangsbestandsgrößen zu einer Überbewertung der Veränderungen (in dieser Untersuchung z.B. Wasserfrösche und *Hyla arborea*); hier müssen die absoluten Zahlen zumindest bei der Bewertung mitberücksichtigt werden. Die Verwendung der logarithmierten Größenklassen wirken auch hier nivellierend, die absoluten Werte werden zusätzlich angegeben (Tab. 94).

5.1.4. Periodizität der Bestandserhebung

In dieser Untersuchung wurden über einen Zeitraum von 15 Jahren auf einer Probefläche von mehr als 150 km^2 338 Laichgewässer von 13 Amphibienarten bearbeitet. Es war bei den gegebenen Ressourcen jedoch nicht möglich, alle Laichgewässer jährlich zu untersuchen. Vielmehr wurde darauf geachtet, in regelmäßigen Abständen die Gesamtzahl der Gewässer gleichzeitig zu erfassen. Im Untersuchungsgebiet, das seit Ende der 1970er Jahre vom Autor schrittweise zunehmend erfasst wurde, ergab sich ab der Laichsaison 1985 ein weitgehend vollständiger Erfassungsgrad der heute bekannten Laichgewässer. Deshalb wurde dieses Jahr als Beginn des Untersuchungszeitraumes festgelegt. Einzelne bedeutende Teilgebiete wurden seitdem jährlich quantitativ erfasst, darunter insbesondere das Teilgebiet 6 und einzelne Gewässer des Teilgebietes 1, das betrifft insgesamt mehr als 100 Laichgewässer. Aus den dabei gewonnen Befunden ergab sich, dass die Populationen fast aller untersuchten Arten bedeutenden Bestandsschwankungen unterliegen (SCHUSTER 1992, 1994, 2001a, 2001b). Dadurch wird die Auswertung der Bestandserhebung maßgeblich erschwert.

Aufgrund der Dimensionierung des Untersuchungsgebietes und der Bestandsfluktuationen einzelner Arten wurde der Untersuchungszeitraum beginnend mit 1985 in drei Fünfjahresperioden unterteilt. Der Schwerpunkt der Erfassung fand zu Beginn der ersten Periode und im letzten Jahr der dritten Periode statt, weshalb sich die Angaben zur Bestandsveränderung auf einen Zeitraum von 15 Jahren beziehen. Die Verwendung der Maximalwerte einer Fünfjahresperiode soll garantieren, dass bei den individuenreichen Populationen der aussagekräftigste Wert, in dem Fall der Maximalwert der Fünfjahresperiode, der Auskunft über die maximale Kapazität des Lebensraumes gibt, verwendet wird und nicht das gesamte Ausmaß der Fluktuationen in die Berechnung eingeht. Es wäre natürlich wünschenswert, für alle Einzelgewässer über jährliche Ergebnisse in einem Detailausmaß, wie es für die Amphibienarten des „Endelteichs" auf der Wiener Donauinsel vorliegt (siehe HÖDL et al. 1997), zu verfügen. In dieser Untersuchung wird aber versucht, eine andere Problematik einer Lösung näher zu bringen, die eine flächige Erfassung großer Gebiete voraussetzt. Das Fehlen vergleichbar dimensionierter Studien spricht dafür, dass der Verlust an Detailinformation eine notwendige Voraussetzung für Untersuchungen dieser Art ist. Die Frage verbleibt, in welchem Ausmaß Verluste an Detailinformationen in Kauf genommen werden können, um trotzdem eine schlüssige Bewertung der Bestandsentwicklung der untersuchten Arten gewährleisten zu können. FAHRIG et al. (1995) vertreten die Ansicht, dass insbesondere bei einer Erforschung von Umwelteinflüssen auf die Entwicklung von Amphibienpopulationen aufgrund der hohen Variabilität der Bestandsgrößen die Zeit durch Fläche substituiert werden kann.

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung erlauben bis zu einem gewissen Maß einen indirekten Schluss auf die methodische Qualität der Konzeption: Eine Unterscheidung der Bestandsentwicklungen der untersuchten Arten ist mit der gewählten Methode möglich. Ein Teil der Arten nimmt in so hohem Ausmaß kontinuierlich ab, und tat dies bereits vor Beginn des Untersuchungszeitraumes, so dass die Tendenz eindeutig erscheint; dasselbe gilt für die stark zunehmenden Arten. Andere Arten zeigen stabile Entwicklungen, was bei Berücksichtigung der möglichen Schwankungsamplitude der Bestandsgrößen als Hinweis darauf gewertet werden kann, dass die Maximalwerte die tatsächliche Entwicklung repräsentativ widerspiegeln. Schwächen dieser Konzeption treten bei Arten auf, deren Bestandsveränderungen während des Untersuchungszeitraumes im Bereich von 10 - 20 % der Ausgangsbestandsgröße liegen. Das birgt das Risiko in sich, dass eher geringe, aber kontinuierliche Ab- oder Zunahmen bei der gewählten Vorgangsweise innerhalb des gegebenen Zeitraumes unter Umständen nicht ausreichend belegbar sind.

5.1.5. Aquatische Lebensräume

Eine Zielsetzung dieser Untersuchung ist es, Schlüsselfaktoren für die Lachgewässerwahl der verschiedenen Arten zu identifizieren. Die Untersuchungen des Jahres 1999 basierten hinsichtlich der Erfassung der Variablen auf vorangegangene Erhebungen im Untersuchungsgebiet (SCHUSTER 1994). Bei der Auswahl der Variablen wurden folgende Aspekte beachtet:

- Aufnahme der Variablen in möglichst kleinen, absoluten Einheiten, die eine rechnerische Weiterverarbeitung des Datenmaterials ermöglichen (z.B.

Vegetationsparameter wurden in verschiedenen Straten und in absoluten Flächen gemessen)
- Berücksichtigung möglichst vieler potenziell beeinflussender Faktoren
- Effektive Erfassungsmöglichkeit, um eine möglichst große Zahl von Gewässern mit entsprechend variierenden Bedingungen erfassen zu können

Zahlreiche der untersuchten Variablen weisen wechselseitige Abhängigkeit voneinander auf. In manchen Fällen sind diese erwartbar, beispielsweise zwischen allen Variablen, die Größendimensionen und die Wasserführung der Gewässer beschreiben. Mehrfach traten aber auch unerwartete, bei weitergehender Überlegung durchaus plausible Zusammenhänge zwischen vordergründig voneinander unabhängigen Habitatvariablen auf. Einer der diesbezüglich bedeutendsten Faktorenkomplexe ist der Zusammenhang zwischen der Fläche des Gewässers, Besonnung und Fischbeeinflussung. Ein wesentlicher, nicht gänzlich geklärter Zusammenhang besteht zwischen Gewässertiefe, Gewässertemperatur und den Bedingungen für wärmeliebende Amphibienarten des Untersuchungsgebietes. Größere, tiefere Gewässer erwärmen sich zwar langsamer, können die Wärme im Tagesgang aber länger speichern als seichte Gewässer. Insbesondere tiefe Gewässer erreichen in der Nacht in den tiefsten Gewässerschichten die höchsten Nachttemperaturen aller Laichgewässer. Seichte Gewässer erreichen zwar die höchsten Maximaltemperaturen aller Gewässer am Tag, sind gleichermaßen aber durch die tiefsten Nachttemperaturen und insgesamt durch die höchsten Temperaturschwankungen charakterisiert.

Das Argument, wärmeliebende Arten benötigen flache Gewässer (GROSSE 1994) in deren tagsüber gut durchwärmten Teilen die Temperaturen erreicht werden, die die Larven zur Entwicklung benötigen, erscheint daher nicht frei von Widersprüchen. Wesentliche Wissensdefizite bestehen hier zu den Vorzugstemperaturen, Mindesttemperaturen und maximal tolerierbaren Temperaturen bzw. Temperatursummen für die unterschiedlichen Entwicklungsstadien der verschiedenen Arten. Entsprechende Befunde für Maximaltemperaturen existieren mittlerweile für *Hyla arborea*, für den die Bedeutung hoher Temperaturen für die Larvalentwicklung belegt werden konnte (TESTER 2001). Für die Einschätzung der ökologischen Qualität verschiedener Gewässertypen ist die genaue Kenntnis der Realisierung und Wirkung des Faktors Temperatur eine wesentliche Voraussetzung.

Mehrere Jahre zurück liegende Ursachen können die realisierte Habitatnutzung einer Art im konkreten Untersuchungsjahr beeinflussen: Gleich strukturierte Gewässer werden in unterschiedlichem Ausmaß von Amphibienarten besiedelt sein, wenn hohe oder niedrige Wasserstände in vorangegangenen Jahren zu unterschiedlichen Auswirkungen geführt haben. So sind beispielsweise außerhalb der Auen hohe Wasserstände in den meisten temporären Gewässern von Vorteil für Amphibien, da das Austrocknungsrisiko sinkt, während die Wahrscheinlichkeit einer Besiedlung durch Fische nicht wesentlich steigt. In den Auen führen hohe Wasserstände zu verbesserten Vorkommensbedingungen für Fische, die als Prädatoren von Laich und Larven von Amphibien auftreten und die Bestandsentwicklung beeinflussen können.

Diese Untersuchung stellt nicht den Anspruch, Habitatansprüche der bearbeiteten Amphibienarten im Detail zu klären, sondern möchte vielmehr in einer Momentaufnahme wesentliche Schlüsselfaktoren für die Habitatwahl der Arten im Untersuchungsgebiet identifizieren. Genauso wesentlich ist es aber, zukünftig Langzeitstudien zur Habitatnutzung durchzuführen, wo als Kriterium für die Qualität eines Gewässers oder Gewässertyps für eine Art die Anzahl der besiedelten Jahre in entsprechender Populationsgröße oder der Fortpflanzungserfolg gewertet werden. Diesbezügliche Auswertungsmöglichkeiten bestehen für Teile des Untersuchungsgebietes und einen Teil der Arten. Dies würde aber den Rahmen dieser Studie sprengen und würde zu artspezifisch unterschiedlichen Datenqualitäten führen.

Im Rahmen der Auswertung zur Habitatwahl der Arten ergaben sich Fragen zu kausalen Zusammenhängen zwischen der Biologie der Arten und der Bindung an bestimmte Lebensraumstrukturen. Die Vielfalt der Verhältnisse in stehenden Kleingewässern, mit denen Amphibienarten prinzipiell zurecht kommen, sprechen dafür, dass nicht primär strukturelle Aspekte sondern strukturelle Aspekte in Zusammenhang mit anderen, übergeordneten und daher bedeutenderen Variablen die Habitatwahl der Arten bestimmen. Das heißt, es gibt unterschiedliche Ebenen auf denen ökologische Faktoren für die Habitatqualität für eine Art von Bedeutung sind. Einiges spricht dafür, dass die Amphibienarten des Untersuchungsgebietes permanent wasserführende, große Gewässer unabhängig von ihrer zusätzlichen Strukturierung gleichermaßen nutzen würden, wenn aufgrund geeigneter Temperaturverhältnisse und fehlender Prädation günstige Entwicklungsbedingungen vorhanden wären.

Folgende Gewässereigenschaften, unabhängig vom terrestrischen Umfeld werden für die Eignung eines Gewässers für das Vorkommen einer Amphibienart als vorrangig bedeutend eingestuft:

- Gewässertemperatur
- Prädation von Laich , Larven und Adulten (u.a. durch Fische, Amphibien und deren Larven, aquatische Wirbellose und semiterrestrische Prädatoren)

Als sekundär bedeutend eingestuft werden:

- Gewässerstrukturierung (Vegetation u.a.)
- Gewässerdimensionierung
- Nahrungsangebot
- Dichteregulierende Mechanismen (Wuchshemmung durch Larven anderer Arten)

5.1.6. Terrestrische Lebensräume

Die Erfassung der terrestrischen Lebensräume der Arten verblieb auf einer verhältnismäßig groben Makrohabitatebene, die in erster Linie die flächige Ausdehnung der Großlebensräume im Untersuchungsgebiet umfasst. Die terrestrischen Großlebensräume blieben in ihrer flächenmäßigen Ausdehnung im Bereich der Vorkommensgebiete der Arten weitgehend unverändert. Detailliertere Untersuchungen zu den kleinräumigeren Präferenzen bezüglich der terrestrischen Lebensräume der Arten und deren Veränderungen können zwar in Einzelfällen Zusatzinformationen bieten, aber insgesamt erscheint es nicht plausibel, dass hier gravierende Änderungen für die Arten im Untersuchungsgebiet während des Untersuchungszeitraumes aufgetreten sind. Ausgeklammert sind Einflüsse der Intensität der Nutzung in den verschiedenen Großlebensräumen, wobei bei der gewählten Fragestellung aber weniger eine intensive Nutzung an sich, sondern eine Veränderung der Intensität der Nutzung innerhalb des gewählten Zeitraumes ausschlaggebend wäre. Für Wälder können diesbezügliche Auswirkungen ausgeschlossen werden, die Abbaugebiete entwickelten sich vermehrt günstig. Im offenen Kulturland verbleiben hier aber ungeprüfte Aspekte, wie der Einsatz von Pestiziden und Düngemitteln, maßgebliche Veränderungen im Untersuchungszeitraum sind aber nicht zu erwarten. Für diesbezüglich „katastrophale" Einflüsse bestehen keine Hinweise, allerdings können indirekte negative Auswirkungen der Verwendung von Pestiziden über das Nahrungsangebot nicht ausgeschlossen werden. Aus der aktuellen Literatur sind mineralische Düngemittel als Mortalitätsursache für Amphibien in den Agrarlandschaften nördlich Berlins bekannt geworden (Henle & Streit 1990 zit. in Schneeweis & Schneeweis 1997).

5.1.7. Vernetzung der Populationen

Für alle Arten wurde ein Maß berechnet, das die räumliche Verbundenheit der Einzelpopulationen beschreibt. Die Werte geben zugleich eine Wahrscheinlichkeit dafür an, mit der ein Aussterbeereignis in einem Laichgewässerkomplex durch eine Wiederbesiedlung kompensiert werden kann. Deshalb wird auch der Begriff Kolonisierungswahrscheinlichkeit verwendet. Dieser Wert ist für häufige und stark geklumpt verbreitete Arten deutlich höher als für gleichmäßig verbreitete Arten. Das kann unter bestimmten Umständen durchaus eine realitätsnahe Bewertung ergeben, wenn beispielsweise dadurch – wie im Untersuchungsgebiet geschehen – alle in den gewässerreichen Traunauen häufigen Arten einen entsprechend hohen Wert aufweisen. Zusammenhänge mit den Bestandsentwicklungen der verschiedenen Arten ergaben sich allerdings nicht. Zwei methodische Gründe können dafür ausschlaggebend sein. Zum Erstens wurden diese Dichtewerte nicht mit den Ausbreitungsstrategien und der Ausbreitungsfähigkeit der Arten kombiniert. Es ist zum Beispiel zu erwarten, dass die zu Beginn des Untersuchungszeitraumes noch seltenen Wasserfrösche durch ihre hohe Mobilität auch bei wesentlich geringerem Vernetzungsgrad über eine hohe Ausbreitungsfähigkeit verfügen, die in diese Berechnung nicht Eingang fand. Ein zweiter möglicher Grund ist die Dauer der Zeitspanne, der die Berechnungen zugrunde liegen. Es kann vermutet werden, dass 15 Jahre einfach zu kurz sind, um auf einer entsprechend großen Fläche diesbezüglich deutliche Ergebnisse erwarten zu können. Das empirische Grundlagenwissen über Zusammenhänge von Verteilung, Dichte, Distanzen und spezifische Migrationseigenschaften ist für alle untersuchten Arten zu gering, um dafür entsprechende Werte in eine Berechnung einfließen lassen zu können.

5.1.8. Verkehr

Dass Strassen in der unmittelbaren Nähe von Laichgewässern zu einer erhöhten Mortalität bestimmter Amphibienarten führen, ist bekannt. Kuhn (1987) berechnet, dass eine *Bufo bufo* - Population bei verhältnismäßig geringem Verkehrsaufkommen von 1 KFZ / 15 min die Mortalität nicht mehr auszugleichen vermag. Detaillierte empirische Befunde zur Auswirkung von einzelnen Straßen auf die langfristige Entwicklungen von Amphibienpopulationen fehlen aber. So ist es beispielsweise denkbar, dass in dicht besiedelten Gewässern die Kapazität des Laichgewässers den Amphibienbestand über die Zahl und die Kondition der entwickelten Larven reguliert. Demnach ist es theoretisch möglich, dass eine hohe Zahl an überfahrenen Adulttieren auf die Bestandsentwicklung keinen negativen Einfluss hat, weil dadurch die Entwicklungsbedingungen für die Larven in den Gewässern verbessert werden. Weiters sollte beachtet werden, dass stark befahrene Verkehrswege in der Regel nur von einer Seite an ein Gewässer grenzen und in den meisten Fällen Amphibienpopulationen radial verteilte Abwanderungsrichtungen aus einem Gewässer aufweisen. Demnach würde die negative Auswirkung einer Straße eine Laichgewässerpopulation maximal auf die Hälfte des

Ausgangsbestandes reduzieren. In welchem Ausmaß eine erhöhte Mortalität durch Straßenverkehr die Bestandsentwicklung einer Amphibienart großflächig beeinflussen kann, ist in Mitteleuropa unbekannt. In der vorliegenden Untersuchung wurde ein Maß verwendet, das die flächige Beurteilung der Verkehrsbelastung für eine Amphibienpopulation ermöglicht. Dadurch kann der potenziell unterschiedliche Einfluss dieses Faktors auf die verschiedenen Arten dargestellt werden (Abb. 60). Das Belegen kausaler Zusammenhänge zwischen Bestandsentwicklungen und Verkehrsbelastung erfordert aber detailliertere Untersuchungen an Einzelpopulationen, besonders wenn es sich nicht um kurzfristig katastrophal, sondern langfristig und "schleichend" wirkende Einflüsse handelt. Die unterschiedliche Anfälligkeit der verschiedenen Amphibienarten bezüglich des Straßenverkehrs im Untersuchungsgebiet, die im Groben gut bekannt ist (siehe Tab. 96) und sich mit anderen diesbezüglichen Befunden deckt (z.B. BLAB 1986) bleibt hier bei einem interspezifischen Vergleich unberücksichtigt. Die festgestellte Mortalität der verschiedenen Arten ist bei der gewählten Datenerfassung auch davon abhängig, wie lange die Reste überfahrener Individuen erkennbar sind. Die derbhäutigen Bufoniden und *Salamandra salamandra* besitzen hier höhere Erfassungswahrscheinlichkeit, was zu einem unbestimmten Ausmaß auch Eingang in die Ergebnisse gefunden haben dürfte. Die Unterschiede in der Lokomotion der Arten (ZUG 1978) und entsprechend ethologische Befunde (siehe auch KUHN 1997) sprechen dafür, dass zumindest bei einem Vergleich der häufigeren Anurenarten im Untersuchungsgebiet die Ergebnisse plausibel sind, insbesondere was einen Vergleich der Raniden mit den Bufoniden betrifft. Im Gebiet ist das bei ähnlicher Verkehrsbeeinflussung, aber unterschiedlichen Bestandsentwicklungen von *Bufo viridis* und *Rana ridibunda* oder bei unterschiedlichen Bestandsentwicklungen von *Rana temporaria* und *Bufo bufo* in einem Gewässer nach Errichtung einer Asphaltstraße erkennbar.

Bei entsprechenden Untersuchungen ist zu beurteilen, ob Amphibienpopulationen während oder bereits nach der Hauptwirkung eines Einflussfaktors untersucht werden. FAHRING et al (1995) zeigten, dass mit zunehmender Verkehrsdichte die Zahl der toten Frösche sank, was in diesem Fall darauf zurückzuführen ist, dass die Abundanz der Amphibien in den stärker verkehrsbeeinflussten Gebieten bereits reduziert ist und deshalb bei der Verwendung absoluter Daten von vorneherein auch geringere Mortalitätswerte zu erwarten waren. Im Untersuchungsgebiet ist mit einer flächig kontinuierlich zunehmenden Verkehrsbelastung zu rechnen, die aber im Bereich der Stadt Wels und der angrenzenden Welser Heide besonders stark ist. Ausschließlich hier im Untersuchungsgebiet ist *Bufo viridis* verbreitet, die in ihren Vorkommensgebieten auch die mit Abstand höchste Verkehrsbeeinflussung aller Amphibienarten des Untersuchungsgebietes aufweist. Dadurch dass alle untersuchten Populationen von *Bufo viridis* in einem verkehrsmäßig ähnlich belasteten Gebiet vorkommen, ist es methodisch nicht möglich, die Einflüsse des Verkehrs auf die unterschiedliche Entwicklung der einzelnen Populationen im Detail festzustellen.

5.2. Habitatwahl und Bestandsentwicklung der Arten

5.2.1. Diskussion
Salamandra salamandra

Verbreitung und Habitatwahl

Die Vorkommen von *Salamandra salamandra* im Untersuchungsgebiet liegen mit 350 und 550 – 700 m Seehöhe im unteren Optimalbereich der Vertikalverbreitung der Art in Österreich (siehe CABELA et al. 2001). Dies kann insofern einen Einfluss auf die Habitatwahl von *Salamandra salamandra* ausüben, als er in den tiefgelegenen Teilen seiner Vorkommensgebiete an mikroklimatisch besonders günstige, das heißt: kühle und feuchte Bereiche, gebunden ist. Migrationsmöglichkeiten und damit auch die Wahrscheinlichkeit einer Wiederbesiedlung nur vorübergehend ungünstiger Gebiete kann dadurch insgesamt oder in jahreszeitlicher Abhängigkeit stark herabgesetzt sein. Die geeigneten Lebensräume in den tiefsten Lagen des Untersuchungsgebietes sind die langgestreckten, extensiv genutzten Laubmischwälder an den Abhängen der eiszeitlichen Schotterterrassenbildungen zur Traun mit lokal zahlreichen Schichtquellenaustritten an der Hangbasis. Dieser Lebensraum ist zwar verhältnismäßig schmal ausgebildet, bietet aber ohne nennenswerte Unterbrechungen durchgehende Migrationsmöglichkeiten entlang von Traun, Alm und Ager bis in die Voralpen. Die Vorkommen sind daher räumlich weniger stark isoliert, als es eine erste Betrachtung ihrer Verteilung zeigt. Aus den niederen Lagen des Untersuchungsgebietes gibt es glaubwürdige Hinweise auf ein Verschwinden der Art von zwei Lokalitäten etwa zehn Jahre vor Beginn der Untersuchungsperiode.

Salamandra salamandra unterscheidet sich in mehreren Aspekten seiner Fortpflanzungsbiologie und Habitatwahl von den anderen Amphibienarten des Untersuchungsgebietes. Als einzige Amphibienart setzt er keine Eier, sondern bereits weit entwickelte Larven in seine Brutgewässer ab. Angaben zur Habitatwahl aus der Literatur können folgendermaßen zusammengefasst werden: Nach NÖLLERT & NÖLLERT (1992) ist *Salamandra salamandra* in Mitteleuropa eine Art nährstoffreicher, frischer bis feuchter, oft von Rotbuchen (*Fagus sylvatica*) dominierter Laubwälder, der seine Larven in den Kolken kühler, sauberer und sauerstoffreicher Fliessgewässer ablegt. THIESMEIER (1994) weist auf die Bedeutung fischfreier Bäche des Berglandes und gleichzeitig auf eine eher dürftige Anpassung der Larven von *Salamandra salamandra* an Fliessgewässer hin.

CABELA et al. (1997) führen Waldbäche und deren unmittelbares Umland in feuchten Laubwäldern, und als Laichgewässer langsam fließende, kühle Waldbäche mit Flachwasserbereichen, selten kleine stehende Gewässer mit hohem Sauerstoffgehalt als Habitat in Niederösterreich an. Die Ergebnisse von CABELA et al. (2001) bestätigen im wesentlichen diese Befunde. Einflüsse von Salmoniden auf Vorkommen und Struktur von Fließgewässer besiedelnden Salamanderpopulationen (Plethodontidae) sind aus Nordamerika bekannt (RESETARITS 1997).

Schlüsselfaktoren der Larvalgewässerwahl von *Salamandra salamandra* im Untersuchungsgebiet sind (1) niedrige Gewässertemperatur und damit aus chemophysikalischen Gründen hohe Sauerstoffwerte und (2) das Fehlen von Fischen (siehe Tab. 8 – 10). Daraus ergibt sich die Lage dieser Gewässer in beschatteten Wald- oder Waldrandlagen und die Beschränkung auf Quellgewässer, was wiederum die kleine Dimensionierung der Gewässer bedingt. Es ergeben sich keine eindeutigen Schlüsse auf die Bedeutung der Gewässer- und Ufervegetation für die Wahl des Larvalhabitats, wobei eine Tendenz zur Bevorzugung vegetationsarmer Gewässer besteht. Ufervegetation kann von Vorteil sein, wenn sie kleinflächige Gewässer nach oben hin abdeckt und somit einen Sichtschutz gegenüber terrestrischen Prädatoren bietet sowie Sonneneinstrahlung abhält und damit zu tieferen Gewässertemperaturen beiträgt. In den meisten Fällen bieten aber auch vegetationsarme Laichgewässer Versteckmöglichkeiten im Uferbereich und im Substrat.

Beide Vorkommen im Untersuchungsgebiet konzentrieren sich, was die Laichgewässer betrifft, auf zwei relativ kurze Fliessgewässerabschnitte. Diesen stehen seit 1978 acht stehende Klein- bzw. Kleinstgewässer gegenüber. Die Salamander des Hausruckgebietes haben den Bachabschnitt erst im Laufe der Jahre und möglicherweise in Zusammenhang mit einer steten Verringerung der Fliessgeschwindigkeit durch Abnahme der Wasserführung besiedelt. Die Fliessgeschwindigkeiten der Quellbachabschnitte sind ausgesprochen gering und die Larven halten sich in mehr oder weniger stehenden Gewässerabschnitten auf. *Salamandra salamandra* ist nur an strömungsarme Situationen in Fließgewässern adaptiert (siehe auch THIESMEIER 1994), wie sie stellenweise an Quellaustritten oder in Jahreszeiten mit geringen Niederschlagsmengen auch in größeren Bächen auftreten. Die Laichgewässerwahl von *Salamandra salamandra* ist primär von den beiden oben genannten Faktoren, Gewässertemperatur und Fischvorkommen, beeinflusst. Ungeklärt ist, in wie weit Koexistenz mit anderen Amphibienarten, insbesondere *Rana temporaria* und *Triturus alpestris* möglich ist. In einzelnen Jahren konnten Larven

von *Rana temporaria* gemeinsam mit denjenigen von *Salamandra salamandra* im selben Gewässer beobachtet werden, desgleichen Larven von *Salamandra salamandra* mit adulten *Triturus alpestris*, allerdings in geringer Dichte. In keinem Fall jedoch bestand bisher eine langfristige Koexistenz von individuenreichen Populationen der drei Arten in einem Gewässer, obwohl deren Verbreitung im höher gelegenen Hausruckgebiet vollkommen überlappt. Gegenseitige Prädation unterschiedlicher Entwicklungsstadien ist hier zwar eine mögliche Ursache, gleichzeitig reichen aber die tieferen Vorzugstemperaturen von *Salamandra salamandra* für eine Erklärung der Unterschiede seiner Laichgewässerwahl im Vergleich zu den beiden anderen Arten aus. Nach STRÜBING (1954, zit. in BLAB 1986) besitzt *Salamandra salamandra* auch in den terrestrischen Lebensräumen abgesehen von *Salamandra atra* die tiefsten Vorzugstemperaturen mitteleuropäischer Amphibienarten.

Bestandsentwicklung und Ursachen

Bei der Beurteilung der Bestandsentwicklung von *Salamandra salamandra* im Untersuchungsgebiet müssen folgende Aspekte beachtet werden: Die Vorkommen sind klein, aber in ein stabiles terrestrisches und aquatisches Umfeld eingebettet. Die räumliche Verteilungsstruktur der Teilpopulationen ist zwar ungünstig, hier besteht aber möglicherweise auch ein methodisch bedingter Fehler: Die Vorkommen liegen in Randbereichen des Untersuchungsgebietes (Abb. 4); außerhalb desselben schließen weitere Vorkommen im hausruckviertler Hügelland und an den Hangwäldern entlang des Traun- und möglicherweise des Almtals an. Die möglicherweise höhere Gefährdung von *Salamandra salamandra* durch Straßenverkehr (Tab. 96) wird offensichtlich durch die geringen Verkehrseinflüsse in den Vorkommensgebieten der Art gemindert (Abb. 60).

Diese Umstände erklären die vorläufig stabile Bestandsentwicklung von *Salamandra salamandra* im Untersuchungsgebiet und kann als Hinweis darauf gelten, dass geringe Populationsgrößen einer Amphibienart nicht notwendigerweise per se für den gegebenen Zeitraum von 15 Jahren negative Bestandsentwicklungen generieren müssen. Nichtsdestotrotz verbleibt ein hohes mittelfristiges Aussterberisiko durch die Abhängigkeit des Bestandes von nur zwei wesentlichen Gewässerkomplexen. Tatsächlich ist für beide Gewässer ein realistisches Gefährdungsszenario vorhanden: In den Hangleitenwäldern der Traunauen versandet das einzige bedeutende Laichgewässer zunehmend und im Hausruckgebiet ist der hauptsächlich genutzte Rinnsal abhängig vom Überlauf einer Quelle, die zunehmend intensiv für die Wasserversorgung eines landwirtschaftlichen Betriebs herangezogen wird. Die im Hausruck veränderte Waldzusammensetzung in Richtung standortfremder Fichtenmonokulturen, die im Verlauf von etwa 100 Jahren erfolgte, ist in ihren Auswirkungen auf die Art nicht mehr überprüfbar. Die derzeitigen Vorkommen liegen hier in einem Mosaik aus Fichtenwäldern und Dauergrünland mit kleinen eingestreuten Laubholzgruppen. Untersuchungen zur Dynamik und langfristigen Entwicklung von Populationen von *Salamandra salamandra* in vergleichbaren Gebieten fehlen in Österreich (siehe auch CABELA et al. 2001).

5.2.2. Diskussion *Triturus alpestris*

Verbreitung und Habitatwahl

Das Vorkommen von *Triturus alpestris* im Untersuchungsgebiet fällt in den unteren Bereich seiner Vertikalverbreitung (CABELA et al. 2001). Dadurch kann die Habitatwahl potenziell deutlich von derjenigen in der alpinen Stufe unterschieden sein, insbesondere, was Temperatur, Wasserführung und terrestrische Lebensräume betrifft. Die besiedelten Flächenanteile nehmen mit der Seehöhe zu (Abb. 26 in SCHUSTER 1994). *Triturus alpestris* meidet die waldfreien, offenen Terrassenlandschaften der Flüsse. Etwas überraschend fehlt er – abgesehen vom Mündungsbereich der Alm – auch in den überwiegenden Teilen der Traunauen, in denen *Rana temporaria* lokal und *Salamandra salamandra* randlich noch vorkommen.

Obwohl die Besonnungs- und Temperaturwerte in den Laichgewässern von *Triturus alpestris* im Untersuchungsgebiet vergleichsweise gering ausfallen (Abb. 24-25, Tab. 12), konnte keine Bevorzugung stärker beschatteter oder kühlerer Laichgewässer statistisch abgesichert werden (Tab. 13-14), wohl aber eine Bevorzugung von Gebieten mit höheren Waldanteilen (Tab. 15). Das deutet darauf hin, dass die mikroklimatische Situation in den terrestrischen Lebensräumen einen wesentlichen limitierenden Faktor für die Verbreitung von *Triturus alpestris* in den niederen Lagen des Untersuchungsgebietes darstellt. In einem Gebiet, in dem für eine Art besiedelbare Flächen von nichtbesiedelbaren Flächen unterbrochen werden, kommt den Migrationsmöglichkeiten zwischen den besiedelbaren Flächen langfristig für die Verbreitung und Bestandsentwicklung einer Art große Bedeutung zu (HANSKI 1999). *Triturus alpestris* dürfte diesbezügliche Einschränkungen in den terrestrischen Lebensräumen des Untersuchungsgebietes erfahren. BELL & BELL (1995) zeigten, dass in England erfolgreich angesiedelte *Triturus alpestris* in 23 Jahren nur maximal 70 m entfernte Gewässer besiedelten, obwohl Gewässer auch in Entfernungen von 100 – 300 m vorhanden waren. Sie führen dies auf eine geringe Populationsgröße der Art zurück. Für die Traunauen kann eine historisch bis etwa vor 80 Jahren noch sehr ungünstige Habitatsituation für *Triturus*

alpestris angenommen werden: Ein Großteil der Austufe war eine sonnenexponierte, gebüschreiche, aber waldarme Schotterebene (SCHUSTER 1990), die für *Triturus alpestris* möglicherweise aufgrund von periodisch auftretenden Wärmephasen bei niederen Grundwasserständen im Sommer auch in den stärker bewaldeten Teilen keine dauerhaft geeigneten Lebensbedingungen bot. Rezent bestehen diesbezügliche Einschränkungen nicht mehr und eventuell ist es auch nur eine Frage der Zeit, bis *Triturus alpestris* die an Kleingewässern reichen Teile der Traunauen flussabwärts der Almmündung in einer Entfernung von etwa 500 - 1000 m erreicht. Theoretisch denkbar wäre, dass das Vorkommen der beiden anderen *Triturus* - Arten unter bestimmten Bedingungen einen negativen Einfluss auf das Vorkommen von *Triturus alpestris* ausübt. Dagegen sprechen allerdings Koexistenzen aller drei Arten in anderen Teilen des Untersuchungsgebietes (SCHUSTER 1994) und weiteren Teilen des Areals der drei Arten (FELDMANN 1978, GLANDT 1978, BLAB & BLAB 1981, SCHUSTER & WIESBAUER 1990, STEVENS 1987, CABELA et al. 2001).

BLAB (1986) betont für die kleinen Molcharten Mitteleuropas eine breite ökologische Amplitude und geringe Ansprüche hinsichtlich Größe und Beschaffenheit der Laichgewässer. Bezüglich der Vorzugstemperaturen gilt *Triturus alpestris* als kalt – stenotherm (STRÜBING 1954, FELDMANN 1975 jeweils zit. in BLAB 1986). Zum Anheften der Eier benötigen die kleinen Molcharten Pflanzen, es können aber auch Ersatzstrukturen wie Falllaub angenommen werden. STEVENS (1978) zeigt die verhältnismäßig wenig spezifischen Ansprüche von *Triturus alpestris* gegenüber der hydrochemischen Beschaffenheit seiner Laichgewässer.

Die Laichgewässer von *Triturus alpestris* im Untersuchungsgebiet sind charakterisiert durch das Fehlen von Fischen und hohe Leitfähigkeitswerte. Die Vegetationswerte liegen wie bei allen Molcharten relativ hoch, es konnten aber nur für einen Teil der erhobenen Vegetationsvariablen positive Zusammenhänge auch statistisch abgesichert werden. *Triturus alpestris* bleibt diesbezüglich deutlich hinter *Triturus carnifex* und *Triturus vulgaris* zurück (Abb. 26, Tab. 12-14). Verbreitet treten in Laichgewässern von *Triturus alpestris* Wasserlinsenteppiche auf, die in den niederen Lagen des Untersuchungsgebietes möglicherweise eine zusätzliche Bedeutung durch ein Abschirmen der Sonneneinstrahlung erlangen. Die Laichgewässer in den Laubwaldgebieten außerhalb der Auen weisen mehrfach Falllaubschichten auf, die insbesondere bei Mangel an Vegetation bevorzugte Aufenthaltsorte größerer Larven darstellen. Häufigere Nutzung von Laichgewässern mit Laub durch *Triturus alpestris* stellten WINKLER & BRAUN (1990) bei einem Vergleich mit *Triturus helveticus* fest. *Triturus alpestris* kann sich im Untersuchungsgebiet auch in vegetations- und strukturlosen, aber tiefen, betonierten Löschteichen erfolgreich fortpflanzen und individuenreiche Populationen etablieren. Parallelvorkommen von Bergmolchen und Fischen konnte im Jahr 1999 in einem einzigen Laichgewässer in den Traun - Almauen festgestellt werden: In einem Altarmtümpel mit durchgehend anwesenden größeren Aiteln (*Leuciscus cephalus*) konnten 1999 in dichter submerser Vegetation mehrere weit entwickelte Larven angetroffen werden. Ähnlich wie für andere Amphibienarten kann dies als Hinweis auf die Bedeutung der Gewässervegetation in Zusammenhang mit (mäßig bis geringer) Fischbesiedlung gelten. Die signifikanten Ergebnisse bezüglich des Faktors Leitfähigkeit sind mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Datenstruktur zurückzuführen. Die niedrige Leitfähigkeit in den Laichgewässern von *Triturus alpestris* im Untersuchungsgebiet ist aufgrund der Beschränkung von *Triturus alpestris* auf die kühleren Teile des Untersuchungsgebietes erklärbar, die zugleich auch stärker entkalkte Substrate aufweisen. Das Vorkommen in mehreren Gewässern der Traunauen mit relativ hohen Leitfähigkeitswerten spricht auch dagegen, dass Teile der Traunauen in Zusammenhang mit hohen Leitfähigkeitswerten gemieden werden. Stevens (1987) belegte für *Triturus alpestris* Leitfähigkeitswerte von unter 100 bis über 1000 μSiemens und bezeichnet ihn bezüglich der hydrochemischen Eigenschaften der Gewässer als den unempfindlichsten der kleinen mitteleuropäischen Molcharten.

Bestandsentwicklung und Ursachen

Bisher wurden in Österreich keine Untersuchungen zu langfristigen+ Bestandsentwicklungen von *Triturus alpestris* publiziert, daher bestehen diesbezüglich auch keine Vergleichsmöglichkeiten. Aus Mitteleuropa liegt nur die Untersuchung von BLAB & BLAB (1981) aus dem Kottenforst vor, die in einem vierjährigen Untersuchungszeitraum beträchtliche Populationsschwankungen aller Molcharten und positive Effekte warmer Jahre feststellten.

Die Bestandsentwicklung von *Triturus alpestris* verlief im Untersuchungsgebiet im Untersuchungszeitraum von 15 Jahren nach allen Kriterien negativ bis deutlich negativ (siehe u.a. Tab. 94, Abb. 32-33). Die Entwicklungen in den Teilgebieten sind unterschiedlich (Abb. 33), bei der Bewertung muss aber auch die vergleichsweise höhere Fehleranfälligkeit bei einer quantitativen Erfassung der Art berücksichtigt werden: Im Hausruck, wo einzelne Laichgewässer seit 1978 bekannt sind, liegt der Höhepunkt der Laichzeit im Durchschnitt relativ spät im Verlauf des Monats Juni, deutlich nach demjenigen von *Triturus vulgaris*. Somit ist es möglich, dass die negative Ent-

wicklung aufgrund jahreszeitlich früher Erfassung und vor allem aufgrund des Austrocknens einzelner Gewässer im Verlauf der Laichsaison 1999 überschätzt wird. Die Tendenz einer länger anhaltenden sukzessiven Abnahme ist allerdings evident. Beispielsweise sind drastische Rückgänge im bedeutendsten Laichgewässerkomplex am Hausruck durch Verlandung des wichtigsten Laichgewässers kausal begründbar. Im Norden von Wels wurde das ehemals zweitbedeutendste Laichgewässer des Untersuchungsgebietes von *Triturus alpestris* mit einer Adultpopulation von schätzungsweise mindestens 50, wahrscheinlich aber mehreren 100 Exemplaren schon vor Beginn des Untersuchungszeitraums großteils verfüllt. Im Jahre 1980 wurde hier ein bedeutendes Laichgewässer während der Errichtung der Innkreisautobahn verfüllt.

Die Bestandsabnahme von *Triturus alpestris* im Untersuchungsgebiet ist primär auf die negative Entwicklung der aquatischen Habitatsituation zurückzuführen. Das betrifft insbesonders die Verlandung und Verfüllung von Laichgewässern. Fischbesatz spielt für *Triturus alpestris* eine weniger bedeutende Rolle als für andere Amphibienarten. Dies hängt aber nicht mit einer diesbezüglich geringeren Sensibilität der Art, sondern mit dem Verbreitungsschwerpunkt in den höher gelegenen Teilgebieten mit geringerer Attraktivität für die Fischzucht zusammen. Die Größe der Populationen zu Beginn der Untersuchungsperiode hat keinen Einfluss auf die Bestandsentwicklung, ein relativ hoher Anteil der größeren Populationen zeigte deutlich negative Bestandsentwicklungen. Die bei den Tests durchgehend signifikanten negativen Beziehungen der Bestandsentwicklung zur Verkehrsbeeinflussung (Tab. 97) beruhen auf der Nähe der rückläufigen Vorkommen von *Triturus alpestris* um Wels zur Innkreisautobahn. Die diesbezüglichen Interkorrelationen beruhen aber nicht auf tatsächlichen Einflüssen des Verkehrs sondern auf die zufällige Nähe zerstörter Laichgewässer zu dieser stark befahrenen Straße. Auswirkungen der Verkehrseinflüsse durch eine zusätzliche Einschränkung der Migrationsmöglichkeiten in mikroklimatisch ungünstigen terrestrischen Lebensräumen am Arealrand sind langfristig jedoch nicht auszuschließen. Es ist wahrscheinlich, dass die primären Ursachen, die die derzeitigen Rückgänge von *Triturus alpestris* im Gebiet bewirken, durch die Lage des Untersuchungsgebietes am unteren Rand der Vertikalverbreitung und damit verbundenen eingeschränkten Ausbreitungsmöglichkeiten von *Triturus alpestris* in den terrestrischen Lebensräumen verstärkt wird.

5.2.3. Diskussion *Triturus carnifex*

Verbreitung und Habitatwahl

Das Untersuchungsgebiet liegt mit 200 - 500 m Seehöhe im Optimalbereich der Vertikalverbreitung von *Triturus carnifex*, allerdings am nördlichen Arealrand (CABELA et al. 2001). Anhaltspunkte für diesbezügliche Auswirkungen auf die Bestandsentwicklung und die Gefährdung der Art im Untersuchungsgebiet fehlen. Die Verbreitung hat reliktären Charakter. Es kann angenommen werden, dass die ursprünglich flächig verbreitete Art weite Teile ihres ursprünglichen Vorkommensgebietes bereits vor Beginn des Untersuchungszeitraumes in Zusammenhang mit Grundwasserabsenkungen und der Reduzierung der Zahl von Kleingewässern geräumt hat. Dafür spricht das Verschwinden im Hausruckgebiet unmittelbar vor Beginn des Untersuchungszeitraumes (SCHUSTER 1994) und der Grad der Isolation eines Großteils der Vorkommen außerhalb der naturnah verbliebenen Teile der Traunauen.

Vertreter der *Triturus* [*cristatus*] – Superspezies können mehrere Monate im Jahr in ihren aquatischen Lebensräumen verbringen (BLAB & BLAB 1981, FASOLA & CANOVA 1992) und sind wahrscheinlich auch deshalb hinsichtlich der Wahl ihrer Fortpflanzungs- und Aufenthaltsgewässer selektiv. Sie besiedeln stehende Kleingewässer der verschiedensten Typen mit gut ausgebildeter Vegetation, die als Versteck für die Adulten und Larven von Bedeutung ist (BLAB 1986, WENZEL et al. 1995, CABELA et al. 2001). Die Gewässer sind im Durchschnitt größer als diejenigen der kleineren Molcharten (siehe auch PAVIGNANO 1988). Die Larven von *Triturus* [*cristatus*] leben pelagisch und unterscheiden sich diesbezüglich von den benthisch lebenden Adulten und den Larven von *Triturus vulgaris* (DOLMEN & KOKSVIK 1983, DOLMEN 1988).

Im Untersuchungsgebiet bevorzugt *Triturus carnifex* alte, an submerser Vegetation reiche, fischfreie, stehende Kleingewässer; es besteht ein Trend zur Bevorzugung tieferer Gewässer (Tab.16 – 19). Erfolgreiche Reproduktion ist in den Traunauen mehrfach in Gewässern mit Vorkommen und Reproduktion von Cypriniden belegt. Allen diesen Gewässern gemeinsam ist eine geringe Dichte an Fischen, das Fehlen von Hecht (*Esox lucius*) und Aitel (*Leuciscus cephalus*) und eine reiche Strukturierung durch Vegetation, Falllaub oder Zweige. Kammmolche meiden geeignet strukturierte Gewässer bei höheren Fischdichten und verlassen mit hoher Wahrscheinlichkeit aktiv Gewässer nach Besatz mit oder Einschwemmen von Hechten oder Salmoniden. Hinweise darauf ergaben sich in den Traunauen mehrfach. Hier wurden suboptimale Nachbargewässer von bedeutenden Laichgewässern in

Jahren nach Hochwässern oder Fischbesatz spontan in größerer Zahl besiedelt. In den strukturell hochwertigen, zu dieser Zeit aber von Fischen besiedelten Gewässern konnte *Triturus carnifex* nicht festgestellt werden. Die bedeutenden Vorkommensgebiete in den Traunauen sind von einer hohen Dichte an Kleingewässern charakterisiert. Die Art vermag je nach Wasserstand, Fischvorkommen und Bewuchs kleinräumig flexibel zwischen geeigneten Gewässern zu wechseln. An terrestrischen Lebensräumen besiedelt *Triturus carnifex* insbesondere Waldgesellschaften und Grünland (CABELA et al. 2001); dies scheint, nach dem Umfeld der Laichgewässer des Untersuchungsgebietes zu schließen, auch hier gegeben zu sein.

Bestandsentwicklung und Ursachen

Studien über langfristige Bestandsentwicklungen von Vertretern der Superspezies *Triturus* [*cristatus*] auf größeren Flächen wurden bisher nur einmal publiziert. BEEBEE (1983) gibt für *Triturus cristatus* in einer Kulturlandschaft Südenglands einen Verlust von 20 – 25 % der Laichgewässer innerhalb von nur sechs Jahren an. Zu *Triturus cristatus* und *Triturus dobrogicus*, nahen Verwandten von *Triturus carnifex*, gibt es aber mehrere populationsbiologische Untersuchungen an jeweils einzelnen oder wenigen Gewässern. Zur Populationsökologie von *Triturus* [*cristatus*] ist dadurch bereits Einiges bekannt: Beträchtliche Bestandsschwankungen sind dabei die Regel (z.B. BLAB & BLAB 1981, COOK 1995, ELLINGER & JEHLE 1997, KOGOJ 1997); nach der Neubesiedlung neuentstandener Gewässer steigen die Bestände in den ersten Jahren stark an und pendeln sich danach auf einem wesentlich niedrigeren Niveau ein (ARNTZEN & TEUNIS 1993, JEHLE et al. 1995). Dies ist aber kein Spezifikum der Superspezies, sondern ein üblicher Vorgang bei der Anpassung der Bestandsgröße einer Population an die Kapazität des verfügbaren Lebensraumes.

STOEFER (2002) konnte nach einem harten Winter einen Zusammenhang von Bestandsrückgängen von *Triturus cristatus* in Abhängigkeit von der Entfernung der Laichgewässer zu geschützten Winterquartieren feststellen. Ein starkes Ansteigen des Reproduktionserfolgs erfolgte hier nach Durchfrieren oder Austrocknen der Gewässer, was auf Einflüsse interspezifischer Prädation auf Larven und Gelege zurückzuführen sein dürfte. Diese Aspekte betreffen aber wiederum nicht langfristige Bestandsveränderungen, sondern die Auswirkungen wesentlicher ökologischer Faktoren auf die Habitatqualität der Superspezies. Interessant ist in diesem Fall, dass bezüglich der beiden genannten Kriterien die Traunauen des Untersuchungsgebietes offensichtlich durch die Ausbildung einer halboffenen Waldlandschaft und die hohe Anzahl an temporären Gewässern der Art maßgeblich entgegenkommen. Auf die Bedeutung temporärer Gewässer für *Triturus dobrogicus* verweisen bereits PINTAR & STRAKA (1990) für die niederösterreichischen Donauauen.

Die Bestandsentwicklung von *Triturus carnifex* im Untersuchungsgebiet lässt nach allen gewählten Kriterien weder Abnahmen noch Zunahmen erkennen (u.a. Abb. 34-35). Aufgrund der rezenten Verteilung im Untersuchungsgebiet kann angenommen werden, dass die Art nur noch in den bestgeeigneten Teilen der ehemals besiedelten Flächen vorkommt. Der bestimmende Faktor für die Entwicklung der Vorkommen im Untersuchungsgebiet ist das Angebot an geeignet strukturierten und fischfreien Laichgewässern (Tab. 98). Als Ursache für die stabile Bestandssituation von *Triturus carnifex* kann primär die stabile Kleingewässersituation in einem kleinen Teilgebiet, in den Traunauen bei Fischlham, angesehen werden. Die hohe Abhängigkeit dieser überregional gefährdeten Art von diesem Gebiet macht *Triturus carnifex* langfristig aber für weitere negative Entwicklungen anfällig. Es sind aber auch einzelne positive Effekte in Laichgewässerkomplexen außerhalb der Traunauen in Zusammenhang mit der Entstehung neuer Gewässer in Lehmgruben und der Zunahme von Gartenteichen feststellbar. Eine langfristige Stabilisierung dieser Entwicklung ist aufgrund der verhältnismäßig wenigen betroffenen Gewässer vorerst nicht gesichert. Die Verteilungsstruktur von *Triturus carnifex* ist außerhalb der Traunauen bereits jetzt sehr ungünstig; in Zusammenhang mit dem mäßigen Ausbreitungsvermögen der Art (Abb. 57) sind natürliche Wiederbesiedlungsvorgänge im Großteil des Untersuchungsgebietes unwahrscheinlich geworden.

5.2.4. Diskussion *Triturus vulgaris*

Verbreitung und Habitatwahl

Triturus vulgaris befindet sich im gesamten Untersuchungsgebiet innerhalb des Optimalbereichs seiner Vertikalverbreitung von 200 – 700 m Seehöhe (CABELA et al. 2001) und ist in allen Höhenlagen verbreitet. Deshalb können klimatische Faktoren nur untergeordnete Einflüsse auf die Verbreitung der Art und die Habitatwahl im Untersuchungsgebiet ausüben. *Triturus vulgaris* besiedelt gleichermaßen vollständig sonnenexponierte Gewässer waldfreier tiefer Lagen und großteils beschattete Gewässer in den Waldflächen der höheren Lagen, tritt hier aber in stark beschatteten Gewässern zahlenmäßig deutlich hinter *Triturus alpestris* zurück.

Nach BLAB (1986) besiedelt *Triturus vulgaris* wie alle kleinen Molcharten stehende Gewässer unabhängig von ihrer Größe. Von Vorteil sind Versteckmöglichkeiten und Anheftungsstrukturen für die Eier; *Triturus vulgaris*

bevorzugt im Gegensatz zu den anderen kleinen Molcharten besonnte Gewässer. Nach CABELA et al. (1997) laicht die Art in stehenden größeren, kleineren und kleinsten Gewässern, meist mit reichlich submerser Vegetation. DOLMEN (1988) charakterisiert die verhältnismäßig leichten, mit gutem Schwimmvermögen ausgestatteten adulten *Triturus vulgaris* als nektontisch, im Vergleich zu den benthisch lebenden adulten *Triturus carnifex*. Larven von *Triturus vulgaris* leben im Gegensatz zu den nektontischen Larven von *Triturus carnifex* vorzugsweise benthisch. Bezüglich der Nahrungswahl verhält sich *Triturus vulgaris* wie auch andere Molcharten in den aquatischen Lebensräumen opportunistisch (GRIFFITHS 1986). STEVENS (1987) weist auf eine Plastizität der Art bezüglich hydrochemischer Umweltbedingungen in den Gewässern hin.

Die Habitatwahl im Untersuchungsgebiet ist kurz zusammengefasst folgende: *Triturus vulgaris* bevorzugt fischfreie Gewässer mit überdurchschnittlich ausgeprägter Vegetation, unabhängig von allen anderen Variablen (Tab. 21-23). In einzelnen Gewässern des Untersuchungsgebietes kamen Larven von *Triturus vulgaris* auch bei Präsenz von Fischen vor, sie wurden aber jeweils in dichter Vegetation festgestellt, die mit großer Wahrscheinlichkeit das Prädationsrisiko durch Fische teilweise zu reduzieren vermag.

Zur terrestrischen Habitatwahl von *Triturus vulgaris* liegen nur wenige Befunde vor. BLAB et al. (1991) nennen Laubwälder oder ein Mosaik von Kleinstrukturen. Im Untersuchungsgebiet müssen die lichten Laubwaldflächen der Traunauen mit kleinflächig eingestreuten Grünlandflächen günstige terrestrische Lebensräume für die Art darstellen. Insgesamt bevorzugt die Art die waldreichen Gebiete und ist in den offenen, waldfreien Flächen deutlich unterrepräsentiert. Vorkommen in der Welser Heide, beispielsweise am Truppenübungsplatz Wels, zeigen aber, dass *Triturus vulgaris* auch in unbewaldeten, offenen Grünlandflächen der trockensten und wärmsten Teile des Untersuchungsgebietes geeignete Lebensbedingungen vorfindet. *Triturus vulgaris* ist besser als die anderen Schwanzlurcharten des Untersuchungsgebietes befähigt, die offene Agrarlandschaft zu besiedeln und vermag innerhalb weniger Jahre neuentstandene Laichgewässer inmitten relativ ausgedehnter Ackerflächen zu besiedeln.

Bestandsentwicklung und Ursachen

Untersuchungen zur Populationsbiologie und großflächiger Bestandsentwicklung von *Triturus vulgaris* sind selten. KOGOJ (1997) fasst die Ergebnisse langjähriger populationsbiologischer Untersuchungen auf der Wiener Donauinsel zusammen: Nach starker anfänglicher Zunahme erfolgte hier eine ähnlich starke Abnahme wie bei *Triturus dobrogicus*, wobei insbesondere die Zahlenverhältnisse beeindrucken: Von etwa 3000 Adulten sank deren Zahl innerhalb von 10 Jahren kontinuierlich auf unter 50. Gründe hierfür werden nicht angegeben. BLAB & BLAB 1981 belegen im Kottenforst Zusammenhänge zwischen Populationsschwankungen und unterschiedlichen Fortpflanzungserfolgen in klimatisch unterschiedlichen Jahren. Hierbei muss aber berücksichtigt werden, dass dies in beschatteten Gewässern in Waldflächen zutraf; daraus ergeben sich keine allgemeinen Schlüsse auf Vorteile hoher Temperaturen für *Triturus vulgaris* in anderen Lebensräumen. BEEBEE (1983) publizierte die einzige Untersuchung über großräumige Bestandsentwicklungen, und stellte in Teichen einer offenen Kulturlandschaft Südenglands innerhalb von 6 Jahren eine Abnahme der von *Triturus vulgaris* besiedelten Gewässer von 21 auf 17 fest; das würde bei Fortsetzung des Trends eine erhebliche Abnahme, vergleichbar mit derjenigen im Untersuchungsgebiet bedeuten.

Im oberösterreichischen Alpenvorland betragen die Rückgänge je nach gewähltem Kriterium zwischen 10 und 20 % in einem Zeitraum von 15 Jahren (Tab. 94), wobei davon vor allem das Kulturland der tiefen Lagen betroffen ist. Die Ursache dafür ist der Rückgang an geeignet strukturierten Laichgewässern (Tab. 99). Die signifikanten Ergebnisse bezüglich des Verkehrseinflusses kommen deshalb zustande, weil *Triturus vulgaris* aufgrund seiner ökologischen Plastizität als weit verbreitete Art gleichermaßen die verkehrsärmeren und verkehrsreicheren Teile des Untersuchungsgebietes besiedelt und wie *Triturus alpestris* in den verkehrsreicheren Teilen – allerdings aufgrund negativer Entwicklungen in der Laichgewässersituation – deutlich stärker zurückgegangen ist. Ein ursächlicher Zusammenhang ist damit nicht begründet; signifikante inverse Zusammenhänge der Bestandsentwicklung mit dem Verkehrseinfluss werden vorerst nur als räumliche Koinzidenz aufgefasst. *Triturus vulgaris* besitzt im Vergleich mit den anderen Molcharten des Untersuchungsgebietes den Vorteil, unbewaldetes Kulturland besiedeln oder durchqueren zu können. Darauf deuten auch die zu Beginn des Untersuchungszeitraumes bestehenden, isolierten Vorkommen in der Agrarlandschaft der Welser Heide hin. Das Neubesiedlungsvermögen ist deutlich höher als bei den anderen Molcharten (Abb. 57). Die negativen Bestandsveränderungen im Untersuchungsgebiet sind in erster Linie auf negative Entwicklung im Laichgewässerangebot zu suchen. Aufgrund der eingeschränkten quantitativen Erfassungsmöglichkeiten von *Triturus vulgaris* im Vergleich mit den Anurenarten bestehen aber bezüglich der Qualität der Ergebnisse Unsicherheiten, die sich erst in der Zukunft klären werden lassen. So erscheint es möglich, dass die hohen Grundwasserstände im bedeutenden Untersuchungsjahr 1999

aufgrund konstant tiefer Gewässertemperaturen ungünstige Erfassungsmöglichkeiten bedingten und die Art deshalb in den Traunauen untererfasst wurde. Erhebliche Rückgänge in den niedrigsten Lagen des Untersuchungsgebietes sind aber eine Tatsache.

5.2.5. Diskussion *Bombina variegata*

Verbreitung und Habitatwahl

Für *Bombina variegata* sind gemäß den Angaben zur Höhenverbreitung in CABELA et al. (2001) mit einem Schwerpunkt der Vorkommen zwischen 300 – 1000 m keine wesentlichen makroklimatisch bedingten Einschränkungen des Vorkommens im Untersuchungsgebiet anzunehmen. *Bombina variegata* besiedelt teilweise beschattete Kleingewässer in den höchstgelegenen Teilen des Untersuchungsgebietes genauso wie sonnenexponierte Kleingewässer in den tief gelegenen Teilen. Die offenen gehölzpflanzenfreien Teile der Welser Heide verbleiben jedoch unbesiedelt. Vor dem Verschütten eines bedeutenden Gewässerkomplexes in Zusammenhang mit dem Bau der Innkreisautobahn im Jahre 1980 im Hügelland nördlich von Wels wurden etwa 25 *Bombina variegata* unterschiedlicher Altersstadien in ein an Lehmpfützen reiches militärisches Übungsgelände in der Welser Heide verfrachtet. Innerhalb weniger Tage verschwanden hier alle Unken bis auf ein einzelnes, juveniles Exemplar; bis heue gelangten dort keine weiteren Beobachtungen. Auffallendes Charakteristikum dieses ansonsten durchaus für *Bombina variegata* geeignet erscheinenden Feuchtgebietskomplexes ist das Fehlen größerer Gehölzbestände. *Bombina variegata* besitzt im Untersuchungsgebiet eine Präferenz für Gewässerkomplexe in waldreicher Landschaft und meidet Bereiche mit großflächig offenem Kulturland (Tab. 28).

In der Laichgewässerwahl ist *Bombina variegata* bezüglich verschiedener Gewässervariablen stark selektiv und weicht darin von den meisten mitteleuropäischen Anurenarten deutlich ab. Oft ist sie in ihren Laichgewässern die einzige laichende Amphibienart (siehe auch GOLLMANN & GOLLMANN 2002), im Untersuchungsgebiet im Jahr 1999 zu 50 %. Vergesellschaftungen in höherem Ausmaß erreicht sie nur mit *Triturus vulgaris* (1999 zu 17 %, 1980 - 1994 zu 41 %, SCHUSTER 1994) mit *Hyla arborea* (1999: 33%, 1980 - 1994: 28 % SCHUSTER 1994) und *Rana dalmatina* (1999 und 1980-1994 jeweils 25 %, SCHUSTER 1994). Angegeben wird jedes Mal die Eigensyntopie, die die für die Art relevante Bewertung des Syntopiegrades darstellt. Larvenkoexistenzen sind mit *Hyla arborea* und *Triturus vulgaris* belegt. Der relativ hohe Syntopiewert mit *Rana dalmatina* beruht auf unregelmäßige Ablage einzelner Laichballen von *Rana dalmatina* in Radspuren. Parallele Larvalentwicklung und mehrjährige Koexistenz konnten im Untersuchungsgebiet bisher nicht belegt werden. Die Syntopiewerte für die angegebene Arten entsprechen weitestgehend denjenigen in CABELA et al. (2001); die dort angegebenen hohen Werte für *Triturus alpestris*, *Bufo bufo* und *Rana temporaria* dürften auf alpine Vorkommensbereiche zurückgehen. Bei der Bewertung der Syntopie erscheint es lohnend, zukünftig vermehrt auf syntop erfolgreiche Ei- und Larvalentwicklung zu achten.

Die Laichgewässer von *Bombina variegata* sind in der Regel gut besonnte, oft vegetationsarme Klein- und Kleinstgewässer (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, CABELA et al. 1997, CABELA et al. 2001, ZAHN & LANG 2002, GOLLMANN & GOLLMANN 2002). FRICK (2002) stellte *Bombina variegata* in Niederösterreich im Dunkelsteinerwald in Wagenspuren und Entwässerungsgräben im Waldgebiet fest und schätzt die Bedingungen aufgrund zu schattiger Verhältnissen als nicht optimal ein. Eine Untersuchung von BARANDUN & REYER (1997) liefert detaillierte Ergebnisse: *Bombina variegata* meidet zur Fortpflanzung kühle, beschattete Gewässer mit permanenter Wasserführung. Entscheidend für die Habitatwahl ist eine Abwägung zwischen Austrocknungsrisiko und der Präsenz potenzieller Prädatoren in höherer Dichte. Daher bevorzugt sie temporäre Gewässer mit mittlerer Dauer der Wasserführung, die durch Erwärmung infolge Besonnung eine rasche Larvalentwicklung aufweisen und nur in geringen Dichten von aquatischen Arthropoden, Larven anderer Anurenarten und Molchen besiedelt werden. GOLLMANN & GOLLMANN (2002) diskutieren weiters ausführlich die Prädation von Eiern von *Bombina variegata* u.a. durch Larven anderer Amphibienarten. Auf eine Konkurrenzschwäche von *Bombina variegata* weisen ABBÜHL & DURRER (1998) und NÖLLERT & NÖLLERT (1992) hin.

Diese Befunde decken sich mit der Habitatwahl im Untersuchungsgebiet: Die Laichgewässer sind jung, kleindimensioniert und warm; die Wasserführung ist temporär und Gewässer ohne Fischbesiedlung und Ranidenbesiedlung werden bevorzugt (Tab. 25-27). Den beiden letzten Einflussfaktoren kommt möglicherweise eine besondere Rolle zu, da mehrfach im Untersuchungs-gebiet festgestellt werden konnte, dass *Bombina variegata* bei Abwesenheit dieser beiden Tiergruppen auch in gänzlich vom üblichen Schema abweichenden Gewässern zumindest rufen, beziehungsweise auch Larven zur Metamorphose gelangen. Dazu zählen ein großer Fischteich bei Steinhaus, der im Winter abgelassen und im Frühjahr erst spät eingelassen wurde und regelmäßig ein bis mehrere Meter tiefe, von Grundwasser gefüllte Probegrabungen im Schotter in verschiedenen Teilen der Austufe der Traun;

dazu siehe auch SCHUSTER (2001 a). *Bombina variegata* - Laichgewässer sind im Untersuchungsgebiet immer frei von Larven von Braun- oder Wasserfröschen. Adulte *Bombina variegata* wurden mehrfach im Hausruckgebiet – zum Teil auch im Amplexus – in dicht von Larven von *Rana temporaria* besiedelten Gewässern festgestellt, hier konnten aber niemals abgelegte Gelege, Larven oder metamorphosierte Jungtiere festgestellt werden. Besonders beachtenswert ist, dass derzeit kein einziges natürliches Kleingewässer der Art im Untersuchungsgebiet besteht. Alle Laichgewässer sind anthropogenen Ursprungs, entweder in Abbaugebieten, Gartenteichen oder Radspuren.

Bestandsentwicklung und Ursachen

Die Bestandsentwicklung von *Bombina variegata* im Untersuchungsgebiet verläuft kontinuierlich stark negativ (Tab. 94). Aus mehreren damals schon untersuchten Teilgebieten ist bekannt, dass dieser Trend bereits spätestens seit Ende der 1970er Jahre besteht (Teilgebiete 1, 4, 8). Diese Entwicklung hat nahezu alle Teilgebiete erfasst, insbesondere aber jene mit den bedeutendsten Vorkommen. In einem einzigen Teilgebiet, Wels Nord, begann aufgrund anthropogener Schutzmassnahmen im Untersuchungszeitraum eine gegenläufige Entwicklung. Weitere Abnahmen um einzelne Adulttiere bedeuten mittlerweile bereits das vollständige Verschwinden der Art auf großen Flächen. Rückgänge in ähnlichem Ausmaß in Mitteleuropa belegte SY (2002) im nordwestlichen Thüringen.

Als wesentliche Ursache für diese negative Entwicklung ergibt sich die Abnahme geeigneter Laichgewässer (Tab. 100 und Abb. 55). GOLLMANN & GOLLMANN (2002) nennen als wichtige Gefährdungsursachen der Art Austrocknung, Beschattung, Verlandung, Verfüllung und Fischbesatz der Laichgewässer. Es kann angenommen werden, dass die Auswirkungen der ersten drei Gefährdungsursachen ursprünglich durch die regelmäßig stattfindende Neuschaffung geeigneter Gewässer gemindert wurden. Die natürlichen Faktoren, die langfristig ein dynamisches Gleichgewicht im Laichgewässerangebot gewährleistet haben, sind durch Fliessgewässerregulierung und Grundwasserabsenkungen aber mittlerweile nachhaltig außer Kraft gesetzt worden (dazu auch BESHKOV & JAMESON 1980, JOLY 1992, MIESLER & GOLLMANN 2000). *Bombina variegata* besiedelt im Untersuchungsgebiet ausschließlich anthropogen, oft unabsichtlich entstandene Gewässer in Radspuren auf Wegen und an Ackerrändern sowie in Abbaugebieten. Die Eignung von Abbaugebieten kann durch Änderungen in der Intensität des Abbaues, insbesondere bei kleinräumiger Intensivierung anstelle großflächig extensiv betriebenen Abbaus, stark vermindert werden. Auf negative Konsequenzen durch Erdbewegungen verweist beispielsweise OBERT (1977). Eine Abnahme der Bedeutung der Populationen in Abbaugebieten im Untersuchungsgebiet ist trotz weiter erfolgendem Abbau jedenfalls evident (Teilgebiete 2 bis 4 des Untersuchungsgebietes dieser Untersuchung). Weitere massive Verluste an Kleingewässern erfolgen durch das regelmäßige Verfüllen von Radspuren auf Wegen insbesondere in den Traunauen und durch die Aufgabe der Nutzung von nassen Ackerrandbereichen. Eine sehr günstige Konstellation für das Vorkommen von *Bombina variegata* bestand in den Traunauen, wo an den Taleinhängen austretende Schichtquellen kontinuierlich nasse Vertiefungen auf einem besonnten Acker speisten. Durch die Trennung der Wasserzufuhr in die besonnten Bereich in Zusammenhang mit der Errichtung eines Radwegebaues waren hier keine Fortpflanzungsmöglichkeiten mehr gegeben. Diese lokale Verminderung der Lebensraumeignung auf wenigen Dutzend m^2 bewirkte maßgeblich den Zusammenbruch der mit Abstand größten Teilpopulation im Untersuchungsgebiet.

Die Überlebensstrategien von *Bombina variegata* können nach ABBÜHL & DURRER (1998) folgendermaßen zusammengefasst werden: (1) geringe Adultsterblichkeit / Langlebigkeit; (2) niedrige Fortpflanzungsrate; (3) Wahl der Fortpflanzungsgewässer. Die Art weicht prädatorenreichen Gewässern aus und nimmt dafür ein höheres Austrocknungsrisiko in Kauf (siehe auch MIESLER & GOLLMANN 2000, GOLLMANN & GOLLMANN 2002) und kompensiert dieses mit raschem Auffinden dieser Gewässer, mehreren Laichperioden und Langlebigkeit der Adulten. Auf eine geringe Adultmortalität weisen auch die Untersuchungen von PLYTYCZ & BIGAJ (1993), SEIDEL (1993), MIESLER & GOLLMANN (2000) und BARANDUN et al. (1997). BARANDUN & REYER (1997) betonen die Unberechenbarkeit von günstigen Fortpflanzungsbedingungen für *Bombina variegata*, was eine Risikostreuung bei der Abgabe des Laichs zur Folge hat. Nach BARANDUN et al. (1997) sollten die Weibchen bezüglich der Laichabgabe weniger innerhalb von Jahren als zwischen günstigen und ungünstigen Jahren wählen.

Eine weitere Voraussetzung für den Erfolg dieser Strategie ist das rasche Auffinden geeigneter Gewässer sowohl kurzfristig und kleinräumig, als auch im Rahmen einer größeren Raum-Zeit-Skala. Abb. 58 zeigt im Untersuchungsgebiet die große Bedeutung von Neubesiedlungen über Distanzen von 200 m für die Art. Einzelne *Bombina variegata* streifen im Gebiet zumindest mehr als 1000 m von den bekannten Laichgewässern umher und können dabei mit hoher Wahrscheinlichkeit auch Flüsse wie die Traun (mittlere Wasserführung von 100 m^3/sec) bei Niederwasser überqueren. Hinweise darauf ergeben sich durch Einzelfunde in den linksufrigen Traunauen lange nach dem Erlöschen der dortigen Brutpopulation. ABBÜHL & DURRER (1996) geben innerhalb einer Laichsaison Wanderdistanzen von maximal

318 m, BESHKOV & JAMESON (1980) durchschnittliche Wander-distanzen von wenigen 100 m an. GOLLMANN & GOLLMANN (2002) stellen Angaben zusammen, die belegen, dass regelmäßige Wanderungen von einzelnen *Bombina variegata* über Distanzen von 1000 m und möglicherweise deutlich größere Distanzen erfolgen.

Bombina variegata verfügt über Anpassungen an ein instabiles, dynamisches Gewässergefüge. Die unmittelbare Gefährdungsursache für *Bombina variegata* ist die Zerstörung ihrer Laichgewässer, mittelbar ist es die Ausschaltung der Faktoren, die regelmäßig neue, geeignete Laichgewässer in Flussauen oder überschwemmtem Grünland oder in Suhlen größerer Säuger, wie dem Wildschwein (GOLLMANN & GOLLMANN 2002), entstehen lassen. Im Hintergrund steht aber die hohe Spezialisierung von *Bombina variegata* als Ausweichstrategie gegenüber konkurrenzstärkeren Arten oder Prädatoren. *Bombina variegata*-Larven selbst fressen in Experimenten von HEUSSER (1970, 1971b, 2000) sowohl Laich und schlüpfende Larven der eigenen Art und aller angebotenen anderen Anurenarten. Laich von *Bombina variegata* wird umgekehrt von den Larven derselben Anurenarten gefressen. Diesbezüglich besitzt *Bombina variegata* den Nachteil einer späten Laichzeit, was mit der geringeren Körpergröße und einer südlichen Herkunft aus wärmeren Klimagebieten zusammenhängen könnte. *Bombina variegata* ist als Pionierart an hohe Dichten von Larven adaptiert, verfügt nicht über eigene Wuchshemmstoffe und reagiert indifferent auf die Wuchshemmstoffe anderer Arten (HEUSSER 1972).

Wesentliche Voraussetzungen für einen rezenten Erfolg der Raum-Zeit-Strategie von *Bombina variegata* wurden im Untersuchungsgebiet innerhalb des letzten Jahrhunderts anthropogen außer Kraft gesetzt und mittlerweile sind auch die anthropogenen Ausweichlebensräume für diese Art weitgehend zerstört. Das Auffinden neuentstandener Laichgewässer ist durch die Zunahme an unüberwindbaren Wanderbarrieren und durch die Abnahme der großflächigen Siedlungsdichte behindert. Jahre mit lokal günstigem Fortpflanzungserfolg können Kleinstvorkommen in Zusammenhang mit der Langlebigkeit und geringen Mortalität der Adulten über lange Zeit am Leben erhalten.

Die langfristige Bestandsentwicklung wird aber davon abhängig sein, ob Quellen-Populationen, die großräumig die Besiedlung neuentstehender, geeigneter Gewässer ermöglichen, wiederentstehen können. Die bisherige Praxis der Amphibienschutzmaßnahmen umfasste primär die Schaffung stabil wasserführender Kleingewässer. In diesen kann sich *Bombina variegata* nur in den seltensten Fällen längere Zeit gegenüber den frühlaichenden Anurenarten und Molcharten behaupten. Daher sind für *Bombina variegata* spezifische, auf die Bedürfnisse der Art ausgerichtete Schutzmaßnahmen notwendig. Dies können einerseits kostengünstige, aber nur kurzfristige Maßnahmen, wie die Anlage von Radspuren auf Wegen, andererseits langfristig stabilisierende Maßnahmen wie großräumige Renaturierungen von Flussauen oder Rücknahme von Drainagierungen im Grünland sein. Ohne gezielte anthropogene Schutzmaßnahmen erscheint das mittelfristige Überleben dieser weit verbreiteten Amphibienart im Kulturland des Alpenvorlands ernsthaft gefährdet.

5.2.6. Diskussion *Bufo bufo*

Verbreitung und Habitatwahl

Die Vertikalverbreitung von *Bufo bufo* im Untersuchungsgebiet liegt innerhalb des Optimalbereichs für diese Art in Österreich zwischen 200 – 800 m Seehöhe (CABELA et al. 2001). Diesbezügliche Einschränkungen für die Habitatwahl und damit zusammenhängende Einflüsse auf die Bestandsentwicklung im Untersuchungsgebiet sollten daher nur eine untergeordnete Bedeutung haben.

Als terrestrische Lebensräume von *Bufo bufo* sind verschiedene Waldgesellschaften und Grünland von Bedeutung (CABELA et al. 1997, CABELA et al. 2001, KYEK et al. 1997). Nach BLAB et al. (1991) bevorzugt *Bufo bufo* Baumbestände, speziell lichte Laubwälder und deren Randgebiete. In den Donauauen Niederösterreichs prägt *Bufo bufo* die Amphibienzönosen der Endgesellschaften des Auwaldes (PINTAR 1984). Im Untersuchungsgebiet können ähnliche Verhältnisse angenommen werden; eine Bevorzugung waldreicher Regionen zeigt Tab. 32. Da große Laichpopulationen sowohl in den von verschiedenen Laubwaldgesellschaften geprägten Traunauen, als auch im rezent von Fichten dominierten Hausruckgebiet vorkommen, können diesbezüglich keine eindeutigen Präferenzen festgestellt werden. Die Größe der Populationen wird primär von der Qualität der Laichgewässer bestimmt. Geeignete terrestrische Wald- und Grünlandlebensräume finden sich mit der Ausnahme von Teilen der Terrassenlandschaften immer in ausreichendem Maße innerhalb des relativ großen Aktionsradius der Teilpopulationen dieser Art im Untersuchungsgebiet.

Als Laichgewässer nutzt *Bufo bufo* im Untersuchungsgebiet tiefe, permanent wasserführende, besonnte, vegetationsarme, von geringen Dichten von Raniden und dem Vorkommen von Fischen charakterisierte Gewässer. Die Größe der Laichpopulationen korreliert positiv mit Alter, Tiefe und dem Ausmaß der Fischbesiedlung (alle Angaben siehe Tab. 29-30). Bei einer logistischen Regression verbleibt die Fischbesiedlung, die allerdings mit den

genannten Dimensionsvariablen interkorreliert, als einzige signifikante Variable im Modell (Tab. 31).

Die Ergebnisse decken sich bezüglich der Dimensionierung und Hydrologie der Gewässer weitgehend mit bisherigen Befunden (CABELA et al. 1997, CABELA et al. 2001). Nach PINTAR & STRAKA (1990) findet sich der Großteil der Laichplätze von *Bufo bufo* in den Donauauen Niederösterreichs in temporären Gewässern. Dies stellt aber keinen Widerspruch zu den Verhältnissen im Untersuchungsgebiet dar: Die temporären Gewässer der Donauauen sind vielfach vergleichsweise große und tiefe Gewässer, die aufgrund der starken Wasserstands-Schwankungsamplituden trotzdem nicht durchgehend wasserführend sind. Sie trocknen im mitteleuropäischen Sommerregengebiet aber insbesondere im Spätsommer bis Winter, also außerhalb der Laichzeit und der Zeit der Larvalentwicklung von *Bufo bufo* aus. Zudem ist *Bufo bufo* in den permanenten Altwässern neben den Wasserfröschen die am stärksten vertretene Amphibienart. Große Bedeutung kommt ins Wasser hängenden Strukturen, wie Weidenzweigen oder vertikalen, stengelartigen Strukturen zu (BLAB 1986, KUHN 1992, 1993), an die *Bufo bufo* ihre Laichschnüre befestigen und damit in höheren, besser durchwärmten Wasserschichten positionieren kann. Diese Strukturen dienen auch als Bezug für das zumeist jahreszeitlich konzentrierte und räumlich geklumpte Ablaichgeschehen in den Gewässern. Strukturen dieser Art sind im Untersuchungsgebiet kein limitierender Faktor, da sie in der Regel in ausreichendem Maß vorhanden sind. Im Untersuchungsgebiet konnte auch eine erfolgreiche Entwicklung von Gelegen festgestellt werden, die in Kiesgrubengewässern mittlerer Tiefe auf den unbewachsenen und unstrukturierten Gewässergrund abgelegt wurden.

Bufo bufo kann ähnlich wie *Bombina variegata*, was die Laichgewässerwahl betrifft, unter bestimmten Bedingungen auch deutlich vom oben beschriebenen Schema abweichen. Es existieren Hinweise darauf, dass *Bufo bufo* im Untersuchungsgebiet in ihrer Laichgewässerwahl durch das Vorkommen anderer Amphibienarten eingeschränkt bzw. im wesentlichen auf tiefere und von Fischen besiedelte Gewässer abgedrängt wird. Hier werden starke Einflüsse von Laich- und Larvenprädation durch andere Amphibienarten, insbesondere durch Larven der frühlaichenden Braunfrösche und adulte Molche vermutet. Koexistenzen größerer Populationen von *Bufo bufo* mit großen Molchvorkommen fehlen im Untersuchungsgebiet zur Gänze, Koexistenzen mit größeren Braunfroschvorkommen sind nur in Gewässern mit Fischvorkommen bekannt. Diesbezügliches Material zur Bestandsentwicklung der betreffenden Arten in den Traunauen wurde noch nicht ausreichend ausgewertet. Im einzigen regelmäßigen und natürlichen Laichgewässer von *Bufo bufo* in den Traunauen bei Fischlham fraßen zumindest im Untersuchungsjahr 1999 eingeschwemmte Fische selektiv die Larven der Braunfrösche, während die Larven von *Bufo bufo* zur Metamorphose gelangten. Larven von *Bufo bufo* werden von vielen Fischarten als Nahrung gemieden (NÖLLERT & NÖLLERT 1992). Über massive Auswirkungen auf die Bestandsentwicklung von *Bufo bufo* in Zusammenhang mit der Prädation von *Bufo*-Laich durch Larven von *Rana temporaria* berichtet KUHN (2001). Die generelle Fähigkeit des Laichfressens von Molchen und Anurenarten belegte HEUSSER (1970, 1971a,b, 1972, 2000) und interpretiert bereits diesbezügliche Auswirkungen auf das Vorkommen der Amphibienarten. KWET (1996) belegt Molche als bedeutende Prädatoren an Anurengelegen.

Bestandsentwicklung und Ursachen

Die Bestände von *Bufo bufo* verbleiben im gesamten Untersuchungsgebiet und in den Teilgebieten stabil, beziehungsweise deuten sich positive Entwicklungen an (Abb. 40-41, Tab. 94). Daraus kann bei der gegebenen Dauer der Untersuchungsperiode aber nicht geschlossen werden, ob es sich um einen langfristig anhaltenden Bestandsanstieg, um eine vorübergehend günstige Phase innerhalb der natürlichen Schwankungsamplituden in einer stabilen Bestandssituation oder um eine langfristig doch negative Bestandsentwicklung handelt. Weitere Befunde für großflächige Bestandsentwicklungen sind rar, betreffen verhältnismäßig kleine Flächen oder weisen keine vergleichbare Datengrundlage auf. In Niederösterreich gilt *Bufo bufo* als die am wenigsten gefährdete Amphibienart (CABELA et al. 1997), für Oberösterreich berichtet WEIßMAIR (1998) von nur geringen Arealverlusten im Linzer Stadtgebiet. SEMB-JOHANSSON (1992) stellt auf zwei Inseln im Oslofjord starke Bestandsrückgänge fest, die nicht auf Laichgewässerverluste, sondern auf negative Veränderungen durch zunehmende Übersauerung innerhalb der Laichgewässer, die die Ei- und Larvalentwicklung verhindern, zurückzuführen sind.

Ein bekanntes Charakteristikum der Biologie von *Bufo bufo* ist die starke Bindung an das Laichgewässer und die regelmäßigen Laichwanderungen zwischen den oft weit entfernten terrestrischen Habitaten und den Laichgewässern. Daraus wurde fälschlicherweise abgeleitet, dass *Bufo bufo* bezüglich der Besiedlung neuentstandener Laichgewässer weniger flexibel als andere Arten ist. Im Untersuchungsgebiet ist *Bufo bufo* aber eine der ausbreitungsfähigsten Arten, was die Entfernung neubesiedelter Gewässer betrifft (Abb. 57). Der Anteil der neu besiedelten Gewässern an den insgesamt besiedelten Gewässern ist aber gering (Abb. 58), was durch die stabile Laichgewässersituation der Art im Gebiet erklärt ist. Auch *Bufo bufo* kann instabile Lebensräume wie die Wildflussauen an

der Isar besiedeln (KUHN 1992); in der Flusslandschaft des Tagliamento kommt sie in den Auwaldflächen und weniger in den breiten, offenen Kiesflächen vor (KLAUS et al. 2001). SCHLUPP & PODLUCKY (1994) zeigen, dass selbst adulte Tiere erfolgreich an neuen Gewässern angesiedelt werden können. Jedenfalls sind in dieser Hinsicht keine spezifisch negativen Auswirkungen auf die Ausbreitungsfähigkeit oder Wiederbesiedlungsfähigkeit der Art zu erwarten.

Zerstörung der Laichgewässer und Straßenverkehr gelten als die bedeutenden Gefährdungsursachen von *Bufo bufo* (CABELA et al. 1997). Die Laichgewässersituation und die Verkehrsbeeinflussung zeigen auch im Untersuchungsgebiet (Tab. 101) Zusammenhänge mit den Bestandsentwicklungen in den Laichgewässerkomplexen der Art. Die Habitatsituation entwickelt sich positiv und überlagert offenbar die bereichsweise negativen Auswirkungen durch Mortalität infolge des Straßenverkehrs. Dies betrifft offensichtlich die Nutzbarkeit großer, tiefer, für die Fischzucht geeigneter Gewässer durch *Bufo bufo* bei vergleichsweise geringer Sensibilität gegenüber den negativen Einflüssen der meisten Fischarten (BLAB 1986, PINTAR & SPOLWIND 1998, VIERTEL 1980), abgesehen von Salmoniden, teilweise Perciden und dem Hecht. Alle größeren Populationen des Untersuchungsgebietes finden sich in anthropogen geschaffenen Gewässern in den sonst naturnahen Auen und im Kulturland.

Verluste durch Straßenverkehr sind an mehreren Stellen, vor allem wenn die Straße direkt an Laichgewässer größerer Populationen vorbeiführt, evident. Die Echten Kröten sind im Untersuchungsgebiet die für Verkehrsverluste anfälligste Amphibiengattung (Tab. 96), wobei dies durch große Aktionsradien (Tab. 95), langsame Lokomotion (ZUG 1978) und möglicherweise auch durch bevorzugte Nutzung von Mikrohabitaten mit geringem Raumwiderstand mitverursacht sein kann.

KYEK et al. (1997) halten aufgrund der Beobachtungen an einem telemetrierten Tier die Nutzung von Asphaltstrassen zur Nahrungssuche für möglich. VAN GELDER (1973) stellte an einem Straßenabschnitt mit einer Verkehrsfrequenz von 10 PKW / Stunde einen Verlust von 30 % von *Bufo bufo* – Weibchen fest. KUHN (1987) bezifferte die Verluste mit 10 % der Adulten bei 1 PKW / 15 min. und mit 20 % bei 5 PKW / 15 min. Beachtet man, dass im Untersuchungsgebiet zahlreiche Strassen mit mehr als 50 PKW / 15 min, in der Längsachse des Untersuchungsgebiets eine Strasse mit stellenweise > 200 PKW / 15 min. und im nordöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes eine Autobahn mit > 400 PKW / 15 min., so kann man ermessen, welch negativen Einfluss das bestehende Verkehrsnetz auf die langfristige Vernetzung der *Bufo bufo* - Populationen besitzt.

Ein entscheidendes Kriterium für Auswirkungen des Verkehrs auf die Bestandsgröße ist aber die Distanz der Strasse zu den jeweiligen Laichgewässern. Im Untersuchungszeitraum wurde kein Fall bekannt, wo große Laichpopulationen von *Bufo bufo* aufgrund der Nähe einer stark befahrenen Straße wesentlich an Größe verloren haben. Die beiden hauptsächlich hiervon betroffenen, großen Populationen wurden allerdings bereits durch Abzäunungen während der Laichwanderung gestützt, was wenigstens die Adultmortalität wesentlich verringert hat. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass besonders anfällige Populationen, wo eine Straße zwischen Laichgewässer und den bedeutendsten Sommerquartieren liegt, bereits vor Beginn des Untersuchungszeitraumes erloschen sind. In einem Fall erlosch eine kleine Population von *Bufo bufo* im Hausruckgebiet nach Asphaltierung einer direkt am Gewässer vorbeiführenden Straße, nachdem auf der Straße über einen Zeitraum von mehreren Jahren regelmäßig überfahrene *Bufo bufo* festgestellt wurden. Allerdings ist dieses Gewässer zugleich das mit Abstand bedeutendste Laichgewässer von *Rana temporaria*, wo auch hohe Dichten an Larven von *Rana temporaria* zum Erlöschen beigetragen haben könnten. Die Größe der Population von *Rana temporaria* wurde durch diese Strasse im Verlauf von 20 Jahren nicht beeinflusst.

Die Befunde bezüglich der Bestandsentwicklung von *Bufo bufo* können zusammenfassend folgendermaßen interpretiert werden: *Bufo bufo* ist mehr als andere Amphibienarten und möglicherweise in Zusammenhang mit dem Ausweichen vor hohem Konkurrenz- und Prädationsdrucks durch die Larven früh laichender Echter Frösche oder Molcharten der Gattung *Triturus* dazu befähigt, mit Fischen zu koexistieren. Die rezente anthropogene Förderung von Fischwässern begünstigt das Vorkommen der Art überregional; lokal bis regional negative Effekte durch die hohe Mortalität durch den Straßenverkehr können dadurch großräumig kompensiert werden. Die terrestrischen Lebensräume üben im Untersuchungsgebiet derzeit keine limitierende Wirkung auf die großräumige Bestandssituation der Art aus.

5.2.7. Diskussion *Bufo viridis*

Verbreitung und Habitatwahl

Bufo viridis erreicht im Untersuchungsgebiet den oberen Randbereich ihrer Vertikalverbreitung, der Schwerpunkt ihrer Vorkommen in Österreich liegt unter 400 m Seehöhe (CABELA et al. 2001). Das Mikroklima in den Lebensräumen der Art muss daher bei der Beurteilung der terrestrischen wie aquatischen Habitatqualität als wesentliches Kriterium mitberücksichtigt werden. Das Untersuchungsgebiet liegt am Westrand des oberösterreichischen Areals der Art, das

hier großräumig betrachtet bereits als nach Westen vorgeschobene Verbreitungsinsel dieser östlichen Art angesehen werden kann. Zu Beginn des Untersuchungszeitraumes war die Art in den nichturbanen Teilen der Welser Heide und der Austufe der Traun östlich von Wels flächig verbreitet (SCHUSTER 1994). Das Vorkommen von *Bufo viridis* endet in der Terrassenlandschaft der Welser Heide bei Gunskirchen und erreicht den Westrand der Welser Heide und die nur wenige Kilometer entfernten Terrassenlandschaften der Ager westlich von Lambach nicht mehr. Hier wird eine klimatisch bedingte Arealgrenze erreicht, die auch bei der Verbreitung einiger Orthopterenarten Parallelen findet (SCHUSTER 2001 c).

Die terrestrischen Habitate sind nach CABELA et al. (2001) von schütterem Bewuchs in allen Straten, insbesondere der Gehölze gekennzeichnet. Dies deckt sich mit den Befunden aus dem Untersuchungsgebiet: *Bufo viridis* besiedelt hier die waldarmen Teile (Tab. 36), es liegt keine einzige Beobachtung aus Gehölzlebensräumen vor. Sie besiedelte die offene Ackerlandschaft in stellenweise hohen Dichten; große Bedeutung kommt aber lückig bewachsenen Ruderalflächen (siehe auch Tab. 36) oder kurzrasigen Grünlandlebensräumen zu. Die hohen Zahlen an auf Strassen überfahrenen *Bufo viridis* (Tab. 96) weisen auf die bevorzugte Nutzung offener, spärlich bewachsener Bereiche im Untersuchungsgebiet hin. Die westmediterran - atlantische Kreuzkröte (*Bufo calamita*), eine nah verwandte Art, zeigt eine starke Bindung an spärlich bewachsene Flächen. Sie kann sich in Flächen mit hoher Deckung der Krautschicht nicht ausreichend ernähren und ist an die extremeren klimatischen Bedingungen der offenen Habitate physiologisch und ethologisch adaptiert (DENTON & BEEBEE 1994). Für *Bufo viridis* liegen diesbezüglich keine einschlägigen Untersuchungen vor, es deuten sich aber aufgrund der Habitatwahl ähnliche Präferenzen an. Folgende Beobachtungen in Landlebensräumen im Untersuchungsgebiet liegen vor: Eine besiedelte Höhle wurde an einer trockenen, lückig bewachsenen Bahndammböschung in Wels gefunden. Zweimal wurden adulte *Bufo viridis* inmitten großer Äcker der Welser Heide nördlich von Wels gefunden, was auf ursprünglich hohe Dichten in diesen Lebensräumen hindeutet. Juvenile *Bufo viridis* konnten abseits der Laichgewässer in hohen Dichten an spärlich bewachsenen Kiesgrubenböschungen und in Lehmgrubenarealen, sowie in entsprechenden Habitaten eines militärischen Übungsgeländes bei Wels beobachtet werden. Weiters sind die regelmäßig gemähten, mageren Wiesen auf den Flugplätzen in der Welser Heide von großer Bedeutung.

Die Laichgewässer-Habitatwahl von *Bufo viridis* ist sehr spezifisch, die Ergebnisse im Untersuchungsgebiet decken sich weitgehend mit bisherigen Angaben zu dieser Art (CABELA 1990, 2001, NÖLLERT & NÖLLERT 1992). Die größte Bedeutung im Untersuchungsgebiet kommt hohen Maximaltemperaturen und dem Vorhandensein von Flachwasserbereichen zu (Tab. 34-35, siehe auch NEHRING 1985). Letzteres ist über die raschere Erwärmung auch wieder mit einem Temperatureinfluss verbunden. Zusätzlich befinden sich in Flachwasserzonen die bevorzugten Rufstandorte der Männchen, die im Frühjahr hier in der Nacht auch länger aktiv sein können, da sich das Wasser langsamer abkühlt als die Luft und die terrestrischen Lebensräume. NÖLLERT & NÖLLERT (1992) weisen darauf hin, dass *Bufo viridis* als Steppenart auch hinsichtlich tiefer Temperaturen resistent ist. Hierzu liegen zwar keine Untersuchungen in Laichgewässern der Art vor; wenige Zentimeter tiefe Gewässer auf blankem Kiesuntergrund sind aber in der zweiten Nachthälfte und den frühen Morgenstunden sicherlich die kältesten stehenden Gewässertypen im Untersuchungsgebiet.

Bufo viridis bevorzugt im Untersuchungsgebiet vegetationsarme oder vegetationslose Laichgewässer und meidet stark verwachsene Gewässer (Tab. 33-35). Dies deckt sich mit Angaben in FISCHER - NAGEL (1977), CABELA (1990), NÖLLERT & NÖLLERT (1992), KOGOJ (1997) und eigenen jüngeren Untersuchungen im Neusiedler See – Gebiet (SCHUSTER unpubl.). CABELA (1990) weist darauf hin, dass *Bufo viridis* in den vegetationslosen Gewässern des Wiener Stadtgebietes die einzige laichende Amphibienart ist. *Bufo viridis* zeigt hohe Toleranz gegenüber Salz- bzw. Jonengehalt im Gewässer, beispielsweise in den Alkalilacken des Neusiedler See – Gebietes (FISCHER – NAGEL 1977). Im Untersuchungsgebiet konnten Larven in einem Laichgewässer mit hoher Leitfähigkeit (siehe Tab. 33) aber unbekannter Jonenzusammensetzung festgestellt werden. Zum Einfluss von Fischpräsenz auf das Vorkommen von *Bufo viridis* wurden keine Literaturzitate gefunden, die Ergebnisse im Untersuchungsgebiet zeigen deutlich negative Zusammenhänge (Tab. 34). Abweichend zu den meisten anderen Amphibienarten des Untersuchungsgebietes verhält sich *Bufo viridis* bezüglich der Dimensionierung der Gewässer: Sie bevorzugt seichte Gewässer(teile), zeigt aber keine Präferenzen bezüglich der Gewässerfläche und besiedelt auch sehr große Gewässer (Tab. 33-34), wenn diese fischfrei sind und erwärmte Flachwasserbereiche aufweisen. Alle diese Charakteristika weisen auf eine besondere Anpassung an Steppenlebensräume hin. Auf dort jährlich wechselnde Bedingungen bezüglich Lage und Ausdehnung von Laichgewässern kann *Bufo viridis* mit ihrem hohen Neubesiedlungsvermögen gut reagieren (Abb. 57-58).

Bufo viridis war 1999 in 50 % ihrer Laichgewässer die einzige laichende Amphibienart und zu jeweils 20 % mit *Hyla arborea* und *Rana ridibunda* vergesellschaftet; im

Zeitraum 1980-1994 trat sie in erster Linie mit *Triturus vulgaris* (44 %) und *Hyla arborea* (36 %) vergesellschaftet auf (SCHUSTER 1994), *Rana ridibunda* kam zu dieser Zeit im Untersuchungsgebiet erst punktuell in wenigen Exemplaren vor.

Bestandsentwicklung und Ursachen

Zur Bestandsentwicklung von *Bufo viridis* in Mitteleuropa gibt es derzeit nur wenige Befunde und keine detaillierten Untersuchungen. Hinweise auf Rückgänge finden sich in CABELA (1990) für Wien und DVORAK et al. (1994) für das Neusiedler See – Gebiet. In Niederösterreich ist die Situation unklar, *Bufo viridis* wird aber als stark gefährdet eingestuft (CABELA et al. 1997). Im Untersuchungsgebiet im Alpenvorland ist *Bufo viridis* die Art mit dem mit Abstand stärksten Rückgang aller untersuchten Amphibienarten. Die Rückgänge haben alle Teilgebiete erreicht und summieren sich auf 69 – 94 % der ursprünglichen Bestandsgröße (Abb. 42-43, Tab. 94). Lokales Erlöschen von Laichpopulationen war bis 1985 bereits aus den urbanen Zonen von Wels bekannt, der beschleunigte Rückgang setzte aber erst zwischen 1987 und 1990 ein, die tatsächlichen Rückgänge könnten wesentlich höher sein, da nicht angenommen werden kann, dass alle Laichpopulationen in der ersten Fünfjahresperiode aufgrund der langen Dauer der jährlichen Laichzeit auch vollständig erfasst wurden. Weiters ist nicht geklärt, welcher tatsächlichen Populationsgröße die Zahlen der an den Laichgewässern angetroffenen *Bufo viridis* entsprechen. Für den Zeitraum um 1980 wird jedenfalls ein Mehrfaches der für 1985-1989 angegebenen etwa 500 Adulten erwartet, wofür Zufallsfunde in terrestrischen Lebensräumen in großer Entfernung von Laichgewässern und große Zahlen von Adulten im Herbst 1982 in einem im Zuge der Errichtung einer Autobahn betonierten Becken, 2000 m von den nächsten Laichgewässern entfernt, sprechen.

Die Ursachen für den Bestandszusammenbruch von *Bufo viridis* im Untersuchungsgebiet können auf unterschiedlichen Ebenen interpretiert werden. Auf einer übergeordneten Ebene ist *Bufo viridis* aufgrund ihres Vorkommens am klimatisch-bedingten Arealrand von vorneherein stärker gefährdet als andere Amphibienarten. Das Hauptvorkommensgebiet der Art stellen landwirtschaftlich weniger bedeutsame Flächen dar. Die erst im Postglazial über den Flussschottern der Traun entwickelten Austufen- und Niederterrassenböden sind für landwirtschaftliche Nutzung nur bedingt geeignet und laden aufgrund der günstigen Verkehrslage zur Errichtung von Siedlungen und Betriebsbaugebieten ein. Dies führt zu Flächenversiegelung und hohen Verkehrsdichten. Als wärmeliebende Art ist *Bufo viridis* aber auf diese, einem hohen zivilisatorischen Nutzungsdruck unterliegenden Flächen gebunden und besitzt keine Ausweichmöglichkeiten auf andere Lebensräume in der Umgebung. Gleichzeitig ist die Art aufgrund ihrer hohen Temperaturansprüche weiterhin gezwungen, in den verbliebenen, zunehmend isolierten Vorkommensgebieten, später im Jahr zu laichen als andere Amphibienarten und entsprechende Konkurrenznachteile gegenüber früher im Jahr laichenden Arten einzugehen. Dies führt zu erheblichen Problemen in Zusammenhang mit Artenschutzprojekten, da ohne regelmäßige Pflege diese Gewässer zunehmend beschattet werden und weiters mit der sukzessiven Einwanderung konkurrenzstärkerer Amphibienarten zu rechnen ist.

Eine direkte Ursache für die Bestandsabnahme von *Bufo viridis* ist die Abnahme von Zahl und Qualität geeigneter Laichplätze (Tab. 102). Großflächige Versickerungsbecken der Niederterrassenbäche in den Kiesgruben verdichten im Laufe der Jahre, werden permanent wasserführende Gewässer, und mit Fischen besetzt. In mehreren Kiesgruben und Lehmgruben fanden massive Erdbewegungen statt, was auch ein über mehrere Jahre hinweg besonders instabiles Laichgewässerangebot zur Folge hatte. Unklar ist die stark negative Entwicklung am militärischen Übungsgelände in Wels, wo eine nach 1985 intensivierte Übungstätigkeit des Österreichischen Bundesheeres sowohl die terrestrischen als auch die aquatischen Habitate des ursprünglich bedeutendsten Vorkommens dieser Art in der Welser Heide verändert hat. Ein letztes rufendes Männchen wurde hier 1990 beobachtet; die Art ist aber nicht gänzlich verschwunden: nach intensiven, erfolglosen Kontrollen 1993, 1994, 1996 und 1999 gelang 2000 wieder der Nachweis von vier und 2001 von einem rufenden, alten Männchen.

Die Situation der Gewässerlebensräume ist für die negative Bestandsentwicklung nicht alleine verantwortlich. Pestizideinflüsse kommen als Erklärung für die beobachtete negative Bestandsentwicklung nicht in Frage, da auch die diesbezüglich unbelasteten Flächen im Bereich des Übungsgeländes des Bundesheeres und des Flugfeldes in Wels vom Bestandszusammenbruch betroffen waren. Der Verkehrseinfluss ist aber im gesamten Vorkommensgebiet der Art sehr hoch, weshalb die Ergebnisse in Tab. 102 wenig Aussagekraft besitzen. Abb. 57-58 und Tab. 95 zeigen, dass *Bufo viridis* einen sehr großen Aktionsradius und besondere Befähigung zur Besiedlung entfernter, neuentstandener Laichgewässer besitzt. Hohe Mobilität von *Bufo viridis* und gleichzeitige hohe Mortalitätsraten durch Verkehr in den Gebieten mit den höchsten Verkehrseinflüssen des Untersuchungsgebietes sprechen für stark negative Einflüsse des Straßenverkehrs auf die Bestandsentwicklung der Art. Die Zerteilung des bis in die 1980er Jahre geschlossenen Vorkommensgebietes der Art im Untersuchungsgebiet durch ein dichtes,

stark frequentiertes Straßennetz verhindert die bis dahin flexible Verlagerung der Vorkommensschwerpunkte in der Welser Heide, entsprechend dem jeweils gerade herrschenden Laichgewässerangebot. In der Folge kommt es zu lokalen Aussterbeereignissen in den isolierten Vorkommen, die durch Wiederbesiedlungsereignisse nicht mehr ausgeglichen werden können. Darin dürfte eine der Hauptursachen für den Bestandszusammenbruch zu suchen sein; die Art ist im Gebiet vom Aussterben bedroht.

5.2.8. Diskussion *Hyla arborea*

Verbreitung und Habitatwahl

Hyla arborea besiedelt im Untersuchungsgebiet den oberen Bereich seiner klimatischbedingten Vertikalverbreitung; die höchstgelegenen Vorkommen liegen wenig über 400 m, darunter sind alle Teilgebiete besiedelt. Diese Werte decken sich nur zum Teil mit den vorhandenen Literaturangaben, die eine Vertikalverbreitung bis 1000 m und eine Mehrzahl von Vorkommen unter 600 m Seehöhe (CABELA et al. 2001) angeben. Die Arealgrenze der Art in Mittel- bzw. Nordeuropa stellt die 16° Juli – Isotherme (Grosse 1994) dar. In Oberösterreich deutet sich eine Arealgrenze im Bereich der 17° Juli-Isotherme an (BÖHM et al. 1998), was aber nicht ausschließlich auf klimatische Gründe zurückgeführt werden kann, da die für die Art bedeutenden, zumindest teilweise waldfreien Lebensräume in den klimatisch ungünstigeren Bereichen weitgehend fehlen. Übereinstimmend wird die Bedeutung von Besonnung oder hohen Temperaturen für die verschiedenen Lebensräume von *Hyla arborea* in unterschiedlichen Teilen seines Verbreitungsgebietes hervorgehoben (u.a. BLAB 1986, PAVIGNANO 1989, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, GROSSE 1994, TESTER 2001). Eine temperaturbedingte Einschränkung des Vorkommens innerhalb des Untersuchungsgebietes kann jedenfalls angenommen werden, was sich auch in der Wahl der Laichhabitate widerspiegelt: *Hyla arborea* ist eine derjenigen Amphibienarten, für die klimatische Faktoren eine wesentliche Bedeutung für Verbreitung, Habitatwahl und die Bestandsentwicklung im Untersuchungsgebiet besitzen.

CABELA et al. (1997) weisen *Hyla arborea* als eine wärmeliebende, auch arboricole Art aus, die geschlossene Waldgebiete meidet und – was die terrestrischen Lebensräume betrifft – den Übergang von geschlossenen zu offenen Lebensräumen besiedelt. Nach GRILLITSCH (1990) ist eine Besonnung der Lebensräume dieser Art unverzichtbar. GROSSE (1994) weist in seiner fundierten Bearbeitung auf die Bedeutung von Lebensräumen hin, die auch bei hohen Temperaturen eine hohe Luftfeuchtigkeit aufweisen. Bedingungen, die im Untersuchungsgebiet aufgrund fehlender Sommertrockenheit nicht limitierend sein sollten. In den terrestrischen Lebensräumen des Untersuchungsgebietes zeigt sich eine Präferenz für waldarme Landschaften und Abbauflächen von Schotter und Lehm (Tab. 40).

Die Laichgewässer von *Hyla arborea* sind im Untersuchungsgebiet durch ihr geringes Alter, hohes Besonnungsausmaß und hohe Maximaltemperatur bei geringen Gewässertiefen und damit starker Durchwärmung gekennzeichnet. Weiters sind für diese Gewässer unregelmäßige Wasserführung, das Fehlen von Fischen und ein Fehlen oder geringe Dichten an jahreszeitlich früh laichenden Anuren bezeichnend (Tab. 37-39). Daraus ergeben sich zwei wesentliche Charakteristika für das Vorkommen von *Hyla arborea* im Untersuchungsgebiet: *Hyla arborea* benötigt gut durchwärmte Gewässer und ist anfällig gegenüber von Konkurrenz und Prädation durch andere Amphibienarten und Fische. Die zusätzlichen Fähigkeiten einer effektiven Ausbreitung und spontanen Besiedlung (Abb. 57-58) neuentstandener, gut besonnter, oft nur temporär wasserführender Kleingewässer qualifizieren *Hyla arborea* als Pionierart, die flexibel auf ein räumlich-zeitlich wechselndes Laichgewässerangebot zu reagieren vermag. Die Ausbildung der Vegetation, sei es Gebüsch in der Nähe der Laichgewässer (BLAB 1986), Röhricht im Uferbereich der Gewässer, oder hohe Deckungswerte von submerser Vegetation im Gewässer, besitzt im Gebiet keine Bedeutung für das Vorkommen von *Hyla arborea*, der sich sehr erfolgreich inmitten ausgedehnter Kies- und Lehmgrubenareale in der Ackerlandschaft in vegetationsfreien Gewässern vermehren kann, sofern die beiden oben genannten Faktorenkomplexe günstig ausgebildet sind (siehe auch GROSSE 1994). Es ist aber durchaus denkbar, dass bei einem Vorkommen von Fischen einer dichten Röhricht- und Submersvegetation große Bedeutung für *Hyla arborea* zukommt (CLAUSNITZER 1983). In einem Fischteich im Untersuchungsgebiet mit einer zeitweise bedeutenden Rufpopulation von *Hyla arborea* konnte sich die Art aber trotz extensiver Bewirtschaftung und dichter Röhrichtvegetation nicht behaupten, allerdings wanderte hier in den letzten 15 Jahren auch *Rana ridibunda* ein.

Hyla arborea ist eine wärmeliebende Pionierart, die besondere Anpassungen an großflächige Feuchtgebiete mit räumlich-zeitlich dynamischem Angebot an stehenden Gewässern aufweist (siehe unten). Im Untersuchungsgebiet sind dies aber nicht mehr die früher weitaus offeneren, weniger stark bewaldeten Flussauen und die großflächig von Grundwasser beeinflussten, flussfernen Randbereiche der Austufe und die Terrassenlandschaften. *Hyla arborea* laicht im Untersuchungsgebiet fast nur noch in anthropogenen Gewässern, insbesondere in Abbaugebieten, stellenweise auch in Gartenteichen und extensiv genutzten Fischteichen.

Bestandsentwicklung und Ursachen

Hyla arborea zeigt im Untersuchungsgebiet eine langfristig widersprüchliche Bestandsentwicklung (Abb. 44-45, Tab. 94). Nach einer deutlich negativen Entwicklung von 1980 bis 1994 (SCHUSTER 1994) hat sich die Art im Zeitraum 1995-1999 stabilisiert, beziehungsweise, was die Individuenzahl betrifft, anteilsmäßig stark zugenommen. Gründe für diese widersprüchlichen Tendenzen sind einerseits hohe Wasserstände in den 1990er Jahren und besonders günstige Vorkommensbedingungen in einem Fischteichkomplex und einem Ziegelteichgebiet sowie die Besiedlung eines Gartenteichkomplexes. Die besonders dichte Besiedlung dieser drei Vorkommen und die im Vergleich zur (sehr geringen) Ausgangsbestandsgröße relativ starke Zunahme verfälschen die Bestandssituation. Mehrere sehr bedeutende Vorkommen in der Welser Heide und den Traunauen sind erloschen und die besiedelte Fläche hat sich zeitgleich deutlich reduziert. Großräumige Bestandsabnahmen und Arealverkleinerungen für *Hyla arborea* werden immer wieder angenommen (z.B. CABELA et al. 1997), fundierte diesbezügliche Untersuchungen in Österreich fehlen aber bisher. An der Donauinsel wurde die Bestandsentwicklung einer Einzelpopulation untersucht (KOGOJ 1997). Hier konnte ein starker Rückgang mit zunehmender Alterung des Gewässers festgestellt werden, gleichzeitig nahmen andere Amphibienarten zu.

Auf einer übergeordneter Betrachtungsebene ist die Besiedlung gewässerreicher Landschaften mit jahreszeitlich und zwischen den Jahren schwankendem Kleingewässerangebot ein Charakteristikum von *Hyla arborea*. Dazu zählen dynamische Flussauen und Gebiete mit hochanstehendem Grundwasser, beispielsweise im Bereich von Seen und deren Verlandungsbereichen inklusive temporär überschwemmter Wiesen (GROSSE 1994, SCHUSTER 1994, BARANDUN 2001, TESTER 2001, UTSCHICK 2001). Die diesbezüglichen Anpassungen von *Hyla arborea* können folgendermaßen zusammengefasst werden: geringe Ortstreue, eine laute Stimme, rasche Besiedlung neuer Gewässer und hohe Maximaltemperaturen in den Laichgewässern, die insgesamt einen geringen Prädationsdruck aufweisen (siehe auch SCHUSTER 1994, TESTER 2001).

Geringe Ortstreue und rasche Besiedlung neuentstandener Gewässer sind für *Hyla arborea* ähnlich charakteristisch wie für *Bufo viridis*. Im Untersuchungsgebiet weist darauf der große Aktionsraum von Einzelindividuen mit Entfernungen von bis zu 2750 m von den nächstgelegenen Laichgewässern der Art hin (Tab. 95); weiters große Distanzen zwischen neubesiedelten und den nächsten altbekannten Gewässern und der hohe Anteil an im Untersuchungszeitraum neubesiedelten Gewässern (Abb. 57-58). CLAUSNITZER & CLAUSNITZER (1984) belegen eine Ausbreitungsfähigkeit juveniler Laubfrösche im ersten Sommer von bis zu 1000 m. Bei Adulttieren wurden Distanzen von über 2000 m bis zu 3750 m festgestellt (CLAUSNITZER 1986). Besonders auffallend ist in diesem Zusammenhang die Bereitschaft adulter Laubfrösche, einmal bekannte Gewässer bei ungünstigen Bedingungen zu verlassen und neuentstandene weit entfernte Gewässer zu besiedeln (LAUFER 2001).

Die Migrationsfähigkeit und -bereitschaft von *Hyla arborea* kann als Anpassung an eine instabile, schwer vorhersagbare Gewässersituation oder mit der Notwendigkeit einer raschen Besiedlung neuentstandener Gewässer gewertet werden. Diese ist dann von Vorteil, wenn die Gewässer von anderen Arten, seien es Konkurrenten oder Prädatoren, weniger rasch besiedelt werden können. Diese Eigenschaft von *Hyla arborea* könnte eine Alternativstrategie sein, die aufgrund der Konkurrenzschwäche der Art, insbesondere von Laich und Larvenstadien, entwickelt wurde. GROSSE (1994) diskutiert diesen Aspekt ausführlich, die Beeinflussungen durch andere Arten sind demnach vielfältig: Wesentliche Faktoren sind die Prädation von Laich und Larven durch andere Amphibienarten beziehungsweise Vertreter anderer Tiergruppen. Laichfressen durch Larven frühlaichender Amphibienarten sind ebenso belegt, wie die Anfälligkeit gegenüber Prädation durch Fische und aquatische Arthropoden. SCHADER (1983 zit. in GROSSE 1994) weist auf geringere Überlebensraten von Larven von *Hyla arborea* in Zusammenhang mit der Zunahme von Prädatoren in zunehmend verwachsenen Gewässern hin. Gleichzeitig bestehen aber auch diesbezügliche Adaptationen der Art, wie der bevorzugte Aufenthalt der Larven in höheren Wasserschichten (WARINGER-LÖSCHENKOHL 1988) und die diesbezügliche Minderung des Prädationsrisikos durch Arthropodenlarven (CHOVANEC 1988 in GROSSE 1994). Nur als Beispiel der vielfältigen diesbezüglichen Wechselwirkungen sei die negative Auswirkung von Fischen auf die Dichte von Arthropodenlarven erwähnt, die unter bestimmten Auswirkungen die Überlebenswahrscheinlichkeit von Amphibienlarven in Fischteichen erhöhen kann. In diesem Zusammenhang muss aber berücksichtigt werden, dass neuentstandene Gewässer oft weniger stark beschattet sind und daher für eine wärmeliebende Art im oberen Bereich ihrer Vertikalverbreitung auch in dieser Hinsicht von Vorteil sind.

Im Untersuchungsgebiet bestehen die höchsten (Eigen-) Syntopiewerte von *Hyla arborea* mit anderen „Spätlaichern", insbesondere *Triturus vulgaris* (67 %), *Bombina variegata* (35 %) und *Bufo viridis* (27 %) (SCHUSTER 1994), dafür sind zumindest zum Teil auch die ähnlichen Wärmeansprüche ausschlaggebend. Unklar ist der Einfluss von Molchen, die zwar als Prädatoren von *Hyla arborea*-

Laich bekannt sind (ZAHN 1997), offensichtlich aber einen verkraftbaren Einfluss auf die Populationen von *Hyla arborea* ausüben. Negative Effekte von Larven der Gattungen *Rana* und *Bufo* auf die Kondition von *Hyla* - Larven sind aus Nordamerika bekannt (WILBUR & ALFORD 1985). NÖLLERT & NÖLLERT (1992) nennen *Rana ridibunda* - Larven als Prädator von *Hyla arborea* - Laich. Im Untersuchungsgebiet stehen zwei Vorkommen von *Hyla arborea* in Teichkomplexen, die jüngst von *Rana ridibunda* besiedelt wurden vor dem Erlöschen. Diesbezügliche Zusammenhänge sind wahrscheinlich, abgesehen von den zeitlich-räumlichen Koinzidenzen bestehen aber keine diesbezüglichen Untersuchungsergebnisse.

Neben den möglichen interspezifischen Beeinflussungen besitzt *Hyla arborea* aufgrund seiner hohen Ansprüche an die Temperatur im Untersuchungsgebiet weniger Spielraum in der Nutzung von Lebensräumen, als die meisten anderen Amphibienarten. Das Angebot von stehenden, fischfreien Kleingewässern in der Austufe der Traun ist nicht nur aufgrund hoher Raniden - Dichten sondern in erster Linie aufgrund der niedrigen Temperaturen der im Auwald beschatteten, kalten Grundwassertümpel ungenutzt, während in den niederösterreichischen Donauauen möglicherweise aufgrund höherer Gewässertemperaturen eine teilweise beständige Koexistenz der beiden Gattungen besteht (SCHLUDERMANN et al. 2002). Dies besitzt große Auswirkungen auf die Bestandsentwicklung im Untersuchungsgebiet, da alle Arten mit bedeutenden Vorkommen in den weitgehend geschützten Traunauen im gesamten Untersuchungsgebiet stabile Bestandsverhältnisse aufweisen.

Zusammenfassend ergibt sich für *Hyla arborea* folgende Bestands- und Gefährdungssituation: Die Art ist ausgesprochen wärmeliebend und konkurrenzschwach gegenüber Laich- und Larvenprädation. Die Anpassung an ein räumlich-zeitlich dynamisches Gewässerangebot ist im Untersuchungsgebiet aufgrund der massiven zivilisatorischen Einflüsse (Flächenversiegelung, Verkehr, Gewässerzerstörung) auf die für *Hyla arborea* besonders bedeutenden wärmsten Lebensräume im Untersuchungsgebiet von großem Nachteil. Sowohl die Distanzen zwischen besiedelbaren Gewässern und die Verkehrsbeeinflussung in diesen Bereichen steigen kontinuierlich stark an. Der kleine Ausgangsbestand konnte bei erheblichen Verlusten an Einzelpopulationen und besiedelten Flächen seine Bestandsgröße im Untersuchungsgebiet aufgrund günstiger Wasserstandsverhältnisse in drei Vorkommensgebieten vergrößern, die Dauerhaftigkeit dieser Entwicklung ist allerdings fraglich. Die Gewässer sind bis auf eine Ausnahme von ständigen anthropogenen Veränderungen abhängig und die verbliebenen Vorkommensgebiete zunehmend voneinander entfernt. TESTER (2001) dokumentierte den Prozess von zunehmender Isolierung von Einzelpopulationen und nachfolgendem lokalen Aussterben; demgegenüber aber steht die Fähigkeit der Art, bei günstiger Entwicklung des Habitatangebotes dieses rasch und effektiv wieder zu nutzen (CARLSON & EDENHAMN 2000). Die Wahrscheinlichkeit für das Eintreten der genannten positiven Effekte sinkt allerdings mit der zunehmenden Isolierung der Einzelvorkommen, wie es derzeit im Untersuchungsgebiet zu beobachten ist.

Die kurzfristig effektivste Maßnahme zum Schutz oder zur Erhaltung der Art ist die Anlage und Pflege von geeigneten Laichgewässern (FOG 2002), insbesondere seichten, fischfreien Überschwemmungsgebieten (HELLBERND & BERNINGHAUSEN 2002). Langfristig wichtig wird die Schaffung von Laichgewässerkomplexen sein, die unabhängig von regelmäßigen anthropogenen Überformungen ein langfristiges Überdauern der Art sichern. Nach jetzigem Kenntnisstand ist dies im Untersuchungsgebiet in erster Linie durch eine Renaturierung verbliebener Aulandschaften möglich.

5.2.9. Diskussion *Rana dalmatina*

Verbreitung und Habitatwahl

In den höheren Lagen im Hausruckgebietes über 500 m war *Rana dalmatina* sehr selten, trat zahlenmäßig deutlich hinter *Rana temporaria* zurück und ist mittlerweile verschollen. In den Waldflächen über 600 m fehlte die Art vollständig. Die in CABELA et al. (2001) für Österreich angegebene Vertikalverbreitung für *Rana dalmatina* von unter 700 m Seehöhe wird daher im Untersuchungsgebiet bestätigt; damit müssen Arealrandphänomene bzw. klimatische Einschränkungen in der Verbreitung der Art bei der Beurteilung der Bestandsentwicklung mitberücksichtigt werden. Weiters muss eine sehr ungleichmäßige Verteilung der Vorkommen im Gebiet berücksichtigt werden: Der Großteil des Vorkommens ist auf 4 km^2 in den naturnah verbliebenen Traunauen in etwa 330 m Seehöhe konzentriert. Außerhalb davon weist seine Verbreitung reliktäre Züge auf.

Rana dalmatina zeigt bezüglich der terrestrischen Makrohabitate im Untersuchungsgebiet eine starke Bindung an Waldlebensräume (Tab 44). Besonders günstige Bedingungen bestehen in mäßig trockenen Laubmischwäldern, insbesondere in den unregelmäßig überfluteten, trockenen Ausbildungen der Harten Au mit den dominierenden Baumarten Esche (*Fraxinus excelsior*) und Winterlinde (*Tilia cordata*). Dies deckt sich auch mit Befunden aus den niederösterreichischen Donauauen (Pintar 1984), wo *Rana dalmatina* gemeinsam mit *Bufo bufo* eine charakteristische Art der Harten Au ist. CABELA

et al. (1997) charakterisieren die terrestrischen Lebensräume der Art als warme lichte Laub- oder Mischwälder mit wenig Unterholz aber dichter Krautschicht; BLAB (1986) betont eine Bindung an Buchenwälder. Springfrösche können im benachbarten Bayern auch in reinen Fichtenforsten vorkommen (KUHN & SCHMIDT-SIBETH 1998), trotzdem gilt auch hier die Umwandlung von Laubmischwäldern in Fichtenforste als Gefährdungsursache der Art (KUHN et al. 1997). Nachdem im Untersuchungsgebiet keine nennenswerten Bestandsumwandlungen erfolgten, können diesbezügliche Einflüsse auf die Bestandsentwicklung ausgeschlossen werden. Von besonderer Bedeutung für das Vorkommen der Art ist aber die Verteilung der Waldflächen. Zwar konnten in den waldfreien Teilen der Welser Heide in der Nähe von Gartenanlagen und in verwachsenen Kiesgruben Kleinstvorkommen von *Rana dalmatina* lokalisiert werden, diese verschwanden allerdings alle vor oder während des Untersuchungszeitraumes. Eine starke Bindung an Waldlebensräume betonen auch KUHN & ROHRBACH (1998); WEDERKNICH (1988, zit. in LAAN & VERBOOM 1990) belegte eine exponentielle Abnahme der Laichpopulationsgröße mit zunehmender Entfernung vom Wald.

In Abhängigkeit der Nähe eines Vorkommens zur klimatischen Arealgrenze gewinnen mikroklimatische Faktoren für das Vorkommen der Art an Bedeutung. KUHN & SCHMIDT-SIBETH (1998) zeigten für ein hochgelegenes Vorkommen in Oberbayern in einer Langzeituntersuchung eine Beziehung zwischen den Frühjahrstemperaturen während der Entwicklungszeit der Gelege und der Bestandsgröße drei Jahre danach. BRIGGS (1997) belegte Bestandseinbrüche nach kalten Wintern an der nördlichen Arealgrenze in Dänemark. Im Untersuchungsgebiet spielt dieser Aspekt in den letzten 18 Jahren allerdings keine Rolle. Das untergeordnete Auftreten der Art im höher gelegenen Hausruckgebiet kann mit höheren Ansprüchen bezüglich der Temperatur erklärt werden. Aufgrund der vergleichsweise späteren Laichzeit von *Rana dalmatina* und der dichten Besiedlung der wenigen Laichgewässer durch *Rana temporaria* könnte hier aber auch verstärkte Laichprädation durch *Rana temporaria*-Larven auftreten. Bei der hier späteren Laichzeit von *Rana dalmatina* kann seine längere Gelegeentwicklung (BAUMGARTNER et al. 1996) das Prädationsrisiko durch Larven von *Rana temporaria* möglicherweise erhöhen.

Rana dalmatina ist durch hohe Plastizität bezüglich der Wahl seiner Laichgewässer ausgezeichnet (siehe auch PINTAR & STRAKA 1990, CABELA et al. 1997, PINTAR et al. 1997). Im Untersuchungsgebiet bevorzugt die Art alte, beschattete, vegetationsreiche Laichgewässer mit hohen Leitfähigkeitswerten. Letzteres ist vermutlich ein methodisches Artefakt, da die von *Rana dalmatina* bevorzugten Augewässer im Untersuchungsgebiet ausschließlich aus karbonathältigen Grundwässern gespeist werden. BLAB (1986) betont Zweige und Vegetation, an die die Weibchen die Laichballen ein bis wenige Dezimeter unter der Wasseroberfläche befestigen, als wesentliche Habitatkomponenten. Für die Laichgewässer trifft dies im Untersuchungsgebiet durchaus zu, allerdings sind in den bevorzugten älteren Laichgewässern diese Strukturen selten ein Minimumfaktor. Möglicherweise hängt die Bevorzugung vegetationsreicher Gewässer auch damit zusammen. Aus der Schweiz berichtet GROSSENBACHER (1997) von der Bedeutung von von Seggen bewachsenen Laichgewässern in lichten Laubwäldern für *Rana dalmatina*. Einige weitere Präferenzen lassen sich im Untersuchungsgebiet erkennen: Die bevorzugten Maximaltiefen der Laichgewässer liegen bei 30 - 60 cm (Tab. 41). Gut adaptiert ist *Rana dalmatina* an Gewässer mit schwankenden Wasserständen im Übergangsbereich von permanenter zu temporärer Wasserführung. Indifferent verhält sich *Rana dalmatina* bezüglich der Gewässergröße, die eine Variation von 4 bis mehr als 3000 m^2 aufweisen kann (Tab. 41-42). Bezüglich der Gewässergröße und der Wasserführung kann als wesentlicher Faktor neben der Temperatur das Vorkommen von Fischen gewertet werden. Je stabiler die Wasserführung und je größer ein stehendes Gewässer ist, umso höher ist die Wahrscheinlichkeit einer dauerhaften Besiedlung durch Fische. Die diesbezüglichen Angaben in Tab. 42 können nicht als Nachweis fehlender Anfälligkeit von *Rana dalmatina* bezüglich von Fischvorkommen gewertet werden, da fischreiche, amphibienfreie Gewässer nicht in die Auswertung miteinbezogen wurden. *Rana dalmatina* ist diesbezüglich wesentlich empfindlicher als *Bufo bufo* und auch als *Rana temporaria*: In mehreren bedeutenden Laichpopulationen des Untersuchungsgebietes sind in Langzeituntersuchungen stark negative Zusammenhänge belegt (SCHUSTER 1992, 1994), vitale Populationen können nur in fischfreien oder sehr unregelmäßig von Fischen besiedelten Gewässern existieren, siehe dazu auch SPOLWIND & PINTAR (1997). HERZOG (2002) und WAGNER (2002) zeigten in den Donauauen bei Klosterneuburg, dass in größeren, reich strukturierten Gewässern *Rana dalmatina*-Larven auch bei Koexistenz mit Giebel, Flussbarsch, Karausche und Hecht in hohen Dichten die Metamorphose erreichen können. Die mit Karpfen besetzten, überwiegend strukturarmen Fischteiche des Untersuchungsgebietes meidet er allerdings im Gegensatz zu *Bufo bufo* und *Rana temporaria*.

Bestandsentwicklung und Ursachen

Der Bestand von *Rana dalmatina* im Gesamtgebiet ist weitgehend stabil (Abb. 46, Tab. 94), wobei in Teilgebieten negative Tendenzen bestehen, die durch positive Tendenzen in anderen Teilgebieten teilweise kompensiert

werden (Abb. 47). Für die stabile Situation ist besonders seine weite Verbreitung in den niederen Lagen des Untersuchungsgebietes und die dichte Besiedlung der naturnahen Traunauen verantwortlich. Zwar gibt es auch im bedeutendsten Vorkommensgebiet, in den Traunauen, Verluste an sehr bedeutenden Laichgewässern durch Umwandlung in Fischteiche, die mit Salmoniden besetzt werden. Die markanten Bestandsfluktuationen überlagern aber aufgrund hoher Maximalwerte der letzten Jahre des Untersuchungszeitraumes diese negativen Tendenzen; eine negative Entwicklung der Laichgewässerkapazitäten ist dadurch aber bereits anzunehmen, was umso schwerer wiegt, als die bisherigen Ergebnisse einer hier durchgeführten Detailuntersuchung Hinweise darauf ergeben, dass die Bestandsgröße von *Rana dalmatina* in den Traunauen durch die Kapazität der Laichgewässer vermutlich in Folge von intraspezifischen Konkurrenzphänomenen der Larven reguliert wird (SCHUSTER 2001a, siehe auch BERVEN 1990, 1995 und RIIS 1991).

Die regionale Bestandsentwicklung des kleinen Vorkommens im hausruckviertler Hügelland am Oberrand der Vertikalverbreitung ist negativ (siehe Abb. 47). Das Vorkommen dieser Art ist hier möglicherweise bereits erloschen. In der von Kiesgruben geprägten Austufe der Traun flussabwärts von Wels profitiert *Rana dalmatina* zunehmend von einem stetig zunehmenden Angebot an geeigneten Gewässern in Kiesgruben mit Grundwasserteichen. Hier muss aber mit vorangehenden dramatischen Verlusten durch Flussregulierung, Kraftwerksbauten und Kiesabbau gerechnet werden, die die derzeitige hier positive Entwicklung als teilweise Kompensation früherer Verluste erkennen lassen. Großräumige Untersuchungen zur Bestandsentwicklung der Art liegen aus Mitteleuropa nicht vor; CABELA (1997) berichtet von mäßigen Arealverlusten in Niederösterreich, KOLLAR (1990) von einer unbekannten Bestandsentwicklung in Wien.

Das unabhängig von zyklischen Bestandsschwankungen weitgehend stabile Bestandsniveau im Untersuchungsgebiet (Tab. 94) ist in erster Linie vom stabilen Angebot an aquatischen und terrestrischen Lebensräumen in den naturnah verbliebenen Teilen der Traunauen bestimmt. Gefährdung durch Zerstörung der Laichgewässer nennen CABELA et al. 1997. Stark negative Entwicklungen von Einzelpopulationen können aber auch bei Fischbesatz in sonst unveränderten Laichgewässern belegt werden, in mehreren Fällen auch in den etwa 100 Laichgewässern der Traunauen im Untersuchungsgebiet in mittlerweile 18-Jahre langen Zählreihen: Im Untersuchungsgebiet gibt es keinen einzigen Fall einer dauerhaften Koexistenz von *Rana dalmatina* und künstlich erhöhten Fischvorkommen. Gemieden werden Salmonidenteiche und dicht besetzte Cyprinidengewässer. Koexistenzen bestehen in sehr extensiv genutzten Karpfenteichen, wo in manchen Jahren kein Besatz erfolgt und in naturnahen, reich strukturierten Augewässern mit zeitweisen Fischvorkommen. In einem Fall führte vorübergehender Besatz mit Salmoniden in Kombination mit hohen Wasserständen zu einem Bestandszusammenbruch. In einem weiteren Fall erfolgte bei Anbindung eines temporären Gewässers an ein permanentes Gewässer mit permanenter Fischbesiedlung nicht zum völligen Erlöschen aber zu einem Bestandsrückgang auf etwa ein Drittel bis ein Sechstel des Ausgangsbestandes. Koexistenzen in naturnahen Augewässern belegen und diskutieren auch SPOLWIND & PINTAR (1997a, 1997b), PINTAR & SPOLWIND (1998), SPOLWIND & PINTAR (2001). Aufgrund des gesteigerten Naturschutz- und Umweltschutzbewusstseins der Bevölkerung ist mittlerweile tatsächlich weniger die Zerstörung, als die oft aus Unwissenheit über die Konsequenzen erfolgende Einsetzung von Fischen in Laichgewässer von *Rana dalmatina* eine der bedeutendsten Gefährdungsursachen für die Art, siehe dazu auch CABELA et al. (1997).

Die terrestrische Habitatsituation beeinflusste das Vorkommen von *Rana dalmatina* im Untersuchungsgebiet während des Untersuchungszeitraumes nicht (Tab. 104). Dies hängt damit zusammen, dass Waldflächen in den bedeutenden Vorkommensgebieten der Art nicht gerodet wurden, und gleichzeitig ein Ende der jahrzehntelangen Förderung der Fichte aufkosten von Laubmischwäldern im Untersuchungsgebiet zu verzeichnen ist. Allerdings muss beachtet werden, dass historisch bei einem flächigen Vorkommen von von Großweidetieren aufgelockertem Laubmischwald mit einer populationsbiologisch betrachtet wesentlich besseren Verteilungsstruktur und insgesamt wesentlich dichteren Besiedlung des Untersuchungsgebietes ausgegangen werden muss. Zumindest im Stadtrandbereich von Wels und in der Welser Heide und ihren Randbereichen ist mit einer weiteren Ausdünnung der Vorkommen zu rechnen. Das Vorkommen am Arealrand der Art scheint hingegen – möglicherweise abgesehen vom Hausruckgebiet – keine Effekte auf die Bestandsentwicklung zu haben. Die Art vermag in stärker beschatteten, kalten, von Grundwasser gespeisten Kleingewässern der Traunauen genauso vorzukommen wie in den stark besonnten, von wenigen Gehölzgruppen charakterisierten Flächen der Welser Heide.

Rana dalmatina kann im Untersuchungsgebiet als konkurrenzstarker Frühlaicher mit hoher ökologischer Plastizität gelten, der den meisten anderen Amphibienarten überlegen ist und in seinen Vorkommensschwerpunkten in Augebieten in erster Linie vom Vorkommen von Fischen limitiert wird. Die dichten Vorkommen in den Traunauen zeitigen vermutlich negative Auswirkungen auf andere Amphibienarten in diesem Gebiet: Langfristig bestehen stabile

Koexistenzen in höherem Ausmaß nur mit Arten der Gattung *Triturus* (SCHUSTER 2001b). Diese können möglicherweise dem Fressdruck der *Rana*-Larven durch die Art ihrer Eiablage (MIAUD 1994) entgehen und umgekehrt durch die teilweise Ernährung von Gelegen und Larven von *Rana dalmatina* profitieren. Negative Entwicklungen für die Bestandssituation von *Rana dalmatina* ergeben sich derzeit durch Fischbesatz in bedeutenden Laichgewässern in den Traunauen. Dies würde bei Fortsetzung der Entwicklung zu deutlichen Bestandsabnahmen im Gesamtgebiet führen, die derzeit noch durch die hohen Maxima der Bestandswerte der letzten Jahre überlagert werden. Eine tendenzielle Abnahme der Art im Gesamtgebiet kann derzeit angenommen werden, ohne dass diese vorerst ein besorgniserregendes Ausmaß erreicht. Aufgrund der Konkurrenzstärke der Art kann mit relativ einfachen Maßnahmen, wie zum Beispiel Laichgewässeranlage, der Bestand nachhaltig gesichert oder erhöht werden.

5.2.10. Diskussion *Rana temporaria*

Verbreitung und Habitatwahl

Rana temporaria ist die am weitesten verbreitete Amphibienart des oö. Alpenvorlandes, der angrenzenden Böhmischen Masse und der Alpen bis über die Baumgrenze. Er erreicht im Untersuchungsgebiet den unteren Bereich seiner Vertikalverbreitung (siehe auch CABELA et al. 2001) und fehlt in den niederen Lagen in Bereichen mit trockenem Mikroklima. Er besiedelt die höheren Lagen in den höchsten Dichten und ist dort die dominierende Amphibienart. Das Ager - Terrassenland und die Welser Heide erreicht er nur noch randlich. In der Austufe der Traun zeigt er bereits eine weitgehende Bindung an kühlschattige Hangwaldbereiche, die insbesondere flussabwärts von Wels verstärkt ist, wo die Art nur noch sporadisch vorkommt. Die waldfreien Lagen mit sonnenexponierten Laichgewässern in den temperaturbegünstigten Flächen der niederen Lagen des Untersuchungsgebietes sind offenbar aus mikroklimatischen Gründen für die Art nicht besiedelbar. Für die Vorkommen in den klimabegünstigten Lagen kann eine Einschränkung der Ausbreitungsfähigkeit der Art erwartet werden, was bei Aussterbeereignissen in diesem Teil des Untersuchungsgebietes die Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeiten stark herabsetzen dürfte. Vorkommen von *Rana temporaria* in den niederen Lagen des Untersuchungsgebietes müßten daher langfristig stärker gefährdet sein.

Die bevorzugt besiedelten terrestrischen Lebensräume von *Rana temporaria* im Untersuchungsgebiet sind Laubmischwälder, Fichtenforste und Grünland (Tab. 48). In den niederen Lagen ist eine zunehmende Bindung an kühle und luftfeuchte, bewaldete Flächen zu erkennen. Das erklärt auch das Fehlen in den offenen trockenen Flächen der niederen Lagen, was möglicherweise nicht nur mit den Temperaturen in den potenziellen Laichgewässern, sondern auch mit den Temperaturen und damit verbunden mit der Luftfeuchte in den terrestrischen Sommerlebensräumen zusammenhängen kann. CABELA et al. (2001) nennen als terrestrische Lebensräume in Übereinstimmung mit den Ergebnissen im Untersuchungsgebiet Grünland und Waldlebensräume. BLAB et al. (1991) betonen die Bevorzugung von Laubwäldern durch diese Art, KNEITZ (1998) die Bevorzugung von Lebensräumen mit guter Ausbildung der Krautschicht. Letzteres dürfte wesentlich für die terrestrische Habitatwahl der Art sein: Es ist weniger der Waldtypus, als die Ausbildung der Krautschicht innerhalb der Wälder oder Grünlandlebensräume, die in Zusammenhang mit hoher Luftfeuchtigkeit über die Habitatqualität von *Rana temporaria* entscheidet. In höher gelegenen, kühleren Lagen ist daher auch ein Vorkommen außerhalb von Wäldern ermöglicht.

Gemäß verschiedener Autoren zählt *Rana temporaria* bezüglich der Wahl seiner Laichhabitate zu den weniger anspruchsvollen Arten (CABELA et al. 1997, 2001, KOLLAR 1990). Die Gewässer sind stehende Gewässer mit stabiler Wasserführung, wobei im Frühjahr sonnenexponierte Flachwasserbereiche als Laichplätze bevorzugt werden. Damit übereinstimmend ist *Rana temporaria* bezüglich der Auswahl seiner Laichgewässer im Untersuchungsgebiet wenig selektiv (Tab. 45-46). Er laicht bevorzugt in Flachwasserbereichen und gerne auf Vegetationsunterlagen (siehe auch BLAB 1986). So ist auch der starke Trend zur Bevorzugung von Gewässern mit Schwimmblattvegetation im Untersuchungsgebiet erklärbar; insgesamt erweist sich *Rana temporaria* im Untersuchungsgebiet bezüglich der Gesamtausbildung der Vegetation aber als opportunistisch. Ist das Gefüge einer synchronen Massenlaichzeit gestört, bzw. die Population stark reduziert, so suchen einzelne Paare die Nähe zu den oft im selben Gewässer laichenden *Bufo bufo* und legen die Laichballen dann auch auf deren Massengelegen ab. Eine relativ hohe Zahl der Laichgewässer von *Rana temporaria* im Untersuchungsgebiet ist von Fischen besiedelt; in dieser Hinsicht wird *Rana temporaria* im Untersuchungsgebiet nur noch von den Wasserfröschen und *Bufo bufo* übertroffen. Diese Situation muss aber differenziert betrachtet werden: Salmonidenbesatz in Laichgewässern führt zu einem Verschwinden von *Rana temporaria*. Bedeutende Populationen von *Rana temporaria* existieren nur in extensiv genutzten Fischteichen, beispielsweise mit unregelmäßigem Besatz von Cypriniden. Diese Gewässer sind für das Vorkommen der Art im Untersuchungsgebiet allerdings von großer Bedeutung. *Rana temporaria* ist in

klimatisch geeigneten Gebieten eine bezüglich der Vorkommen anderer Amphibienarten sehr konkurrenzstarke Art. Im Untersuchungsgebiet kann von vornherein angenommen werden, dass die dominierenden, waldbesiedelnden und früh im Jahr laichenden Amphibienarten Vorteile gegenüber den später laichenden Arten haben. Aber auch unter den Frühlaichern gibt es unterschiedliche Beeinflussungen: KUHN (2001) erbrachte den Nachweis negativer Effekte von *Rana temporaria* auf *Bufo bufo* -Populationen. Unabhängig von diesen Befunden kann vermutet werden, dass in Zusammenhang mit den hohen Eigensyntopiewerten mit *Rana dalmatina* (51 %) und *Bufo bufo* (43 %) bei jeweils unterschiedlichen Habitatansprüchen und Sensibilitäten gegenüber der Fischbesiedlung hier komplexe Wechselwirkungen zwischen diesen Arten bestehen, die bisher noch nicht zufriedenstellend geklärt werden konnten. Ein wesentliches Charakteristikum von *Rana temporaria* ist das Überwintern der Männchen im Laichgewässer. Diesbezügliche Zusammenhänge mit der Habitatwahl, wie die mögliche Bevorzugung tieferer Überwinterungsgewässer, konnte dagegen im Untersuchungsgebiet nicht nachgewiesen werden. Charakteristisch hingegen ist für *Rana temporaria* als konkurrenzstarker Art das Vorkommen in verhältnismäßig alten, lange bestehenden Kleingewässern.

Bestandsentwicklung und Ursachen

Für *Rana temporaria* liegt im Untersuchungsgebiet kein eindeutiger Trend in der Bestandsentwicklung vor (Abb. 48-49, Tab. 94). Dies ist darauf zurückzuführen, dass in den beiden Vorkommensgebieten mit den mit Abstand größten Populationen, in den Traunauen und in den höheren Lagen im Hausruck, durch voraussichtlich zufällig günstige Umweltbedingungen in der letzten Untersuchungsperiode deutliche Zunahmen zu verzeichnen waren. In den kleineren Vorkommen liegen aber durchwegs negative Entwicklungen vor. Im gesamten Untersuchungsgebiet ist eine Abnahme der besiedelten Laichgewässerkomplexe zu verzeichnen, während die absolute Zahl der Laichballen zugenommen hat. Möglicherweise bewegen sich diese Angaben innerhalb der natürlichen Schwankungsbreite für die Population eines großflächigen Untersuchungsgebietes. Eine deutlich negative oder positive Entwicklung ist derzeit nicht erkennbar. Die sukzessive Abnahme kleinerer Laichgewässerkomplexe ist hingegen ein Hinweis auf eine langfristig negative Tendenz, die vielleicht erst dann als Gesamttrend deutlich wird, wenn einzelne der individuenstarken Laichpopulationen davon erfasst werden. Vergleichsmöglichkeiten mit anderen Gebieten sind mangels entsprechender Untersuchungen nicht möglich. Für Niederösterreich werden geringe Arealverluste angegeben (CABELA et al. 1997), entsprechend detaillierte Untersuchungen scheinen aber auch hier zu fehlen. Langzeituntersuchungen wurden an drei Gewässern in der Schweiz durchgeführt (MEYER et al. 1998); hier ergab sich für ein Gewässer eine mögliche Abnahme in Zusammenhang mit Fischbesiedlung, die beiden weiteren erschienen dichtereguliert.

Das ausschlaggebende Kriterium für die Bestandsentwicklung der Art im Untersuchungsgebiet ist die Entwicklung der Situation des aquatischen Habitats der Art, wobei in erster Linie Zerstörung oder Neubildung von stehenden Kleingewässern und in geringerem Ausmaß der Fischbesatz von Bedeutung ist (Tab. 105). Dies stützt die Annahme, dass *Rana temporaria* als konkurrenzstarke Amphibienart mit einer relativ hohen Resistenz gegenüber von Fischvorkommen im Untersuchungsgebiet relativ günstige Voraussetzungen vorfindet. Auffallend im Vergleich zur ähnlich weit verbreiteten *Bufo bufo* ist die im Allgemeinen geringe Anfälligkeit gegenüber den Auswirkungen von Straßenverkehr. Die negative Entwicklung in den Randbereichen des Vorkommens der Art im Untersuchungsgebiet kann möglicherweise auch in Zusammenhang mit der zunehmenden Isolierung dieser exponierten Vorkommen interpretiert werden. Fest steht, dass aber auch hier immer negative Veränderungen in den Laichgewässern die Auslöser für negative Bestandsentwicklungen sind. Auf langfristige Einflüsse zunehmender Isolierung der Vorkommen am Arealrand kann aber erst bei Untersuchungen über entsprechend lange Zeiträume geschlossen werden. Detaillierte Untersuchungen zu Gefährdungsursachen der Art scheinen aus anderen Gebieten gänzlich zu fehlen, weshalb hier auch keine Vergleiche gezogen werden können.

5.2.11. Diskussion *Rana ridibunda*

Verbreitung und Habitatwahl

Rana ridibunda ist ein erfolgreicher rezenter Neubesiedler der klimabegünstigten niederen Lagen des Untersuchungsgebietes außerhalb der naturnah verbliebenen Teile der Traunauen. Auch in anderen Teilen Oberösterreichs ist er eine stark expansive Art, vor allem im Bereich des unteren Inntals, wo er mittlerweile das einzige verbliebene Wasserfroschtaxon ist. Die Entwicklung ist nicht abgeschlossen, doch es scheint, dass die Art hinsichtlich einer weiteren Ausbreitung einerseits aus klimatischen, andererseits aus Gründen des Gewässerangebots zunehmend limitiert ist. Ähnlich wie im Neusiedler See-Gebiet (eigene Untersuchungen) und in den Donauauen sind geeignet tiefe Überwinterungsgewässer ein wesentliches Kriterium für das Vorkommen der Art. Dies dürfte auch die Etablierung der Art in den naturnahen Traunauen limitieren. Dass die Art im Gebiet die obere klimatisch-bedingte Arealgrenze erreicht, zeigen auch die Angaben in CABELA et al. (2001)

mit Schwerpunktvorkommen unter 200 - 300 m Seehöhe und höchsten Vorkommen unter 600 m Seehöhe in Österreich.

Die rezente Expansion in Österreich wurde bisher überraschenderweise kaum wahrgenommen, was auch mit Bestimmungsschwierigkeit der Art und der nächtlichen Aktivität zusammenhängen könnte. International ergeben sich mehrere Hinweise auf die Ausbreitung der Art, beispielsweise im Alpenrheintal (LIPPUNER & HEUSSER 2001) oder in der GUS (KUZMIN 1994).

Rana ridibunda gilt als eine Art der offenen, klimabegünstigten Landschaft (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, CABELA et al. 1997). SINSCH (1984) weist auf die Bevorzugung hoher Temperaturen hin. *Rana ridibunda* besiedelt größere, tiefere, zumeist eutrophe, überwiegend stehende Gewässer mit üppiger Vegetation (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, CABELA et al. 1997, 2001). Gewässer, die diese Bedingungen erfüllen, sind größere Flussarme, Baggerseen und Stauseen (CABELA et al. 2001). Die Larven können mit Fischbrut verschleppt werden (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, KUZMIN 1994). Ein Charakteristikum der Art ist das Überwintern in stehenden Gewässern.

Im Untersuchungsgebiet kann *Rana ridibunda* in Übereinstimmung mit den obigen Befunden als Art großflächiger, tiefer, stark besonnter und stehender Kleingewässer klassifiziert werden (Tab. 49-51). Gegenüber dem Vorkommen von Fischen verhält sich die Art indifferent, Koexistenzen mit Fischen in hohen Dichten fehlen, sehr bedeutende Populationen koexistieren aber mit mäßigen Dichten an Cypriniden. Eine Bevorzugung vegetationsreicher Gewässer konnte nicht abgesichert werden. Die besiedelten Gewässer sind Grundwasserteiche in Kiesgruben; Versickerungsflächen von Bächen der Welser Heide in Kiesgruben, abgedichtete künstliche Gewässer in rekultivierten Kiesgruben und tiefere Fischteiche mit permanenter Wasserführung. Auch im klimabegünstigten Lagen erfolgte bisher keine erfolgreiche Besiedlung der Altarmgewässer der naturnahen Traunauen mit ihren hohen Wasserstandsschwankungen und einem Fischteichkomplex, in dem ein Teil der Teiche im Winter abgelassen wird. In ersteren wurden mehrfach im Frühjahr – offenbar während der Überwinterung – verendete Seefrösche, darunter auch Weibchen mit Laich entdeckt. Die beiden genannten Gewässerkomplexe sind auch die bedeutendsten Laichgebiete von *Rana esculenta* und *Rana lessonae* im Untersuchungsgebiet.

Bestandsentwicklung und Ursachen

Der Ursprung des Vorkommens der Art im Untersuchungsgebiet ist nur zum Teil und unzufriedenstellend geklärt. Einzelne Tiere wurden an Gartenteichen ausgesetzt; in den Hauptvorkommensgebieten ist aber eine natürliche Einwanderung aus dem Donauraum oder Einschleppung über Fischbrut ebenso möglich. Die Bestandsentwicklung von *Rana ridibunda* im Untersuchungsgebiet als rezenter Neubesiedler ist klar positiv (Abb. 50-51, Tab. 94) und auch mit deutlichen Arealvergrößerungen nach dem ersten Auftreten der Art zu Beginn der 1990er Jahre belegt. Die derzeitigen Vorkommen beschränken sich auf Gewässerkomplexe, die anthropogenen Ursprungs sind und erst während der letzten Jahrzehnte entstanden sind. Folgende drei Faktoren beschreiben die Vorkommensgebiete der Art am besten:

(1) Klimabegünstigte Lage mit starker Sonneneinstrahlung
(2) Gewässerkomplexe mit großer Flächenausdehnung stehender Gewässer
(3) Vorhandensein tiefer, sauerstoffreicher Gewässer für die Überwinterung

Als Gefährdungsursachen werden von CABELA et al. (1997) der Rückgang geeigneter Wohngewässer durch konsequente Eliminierung submersen Pflanzenwuchses und von GRILLITSCH (1990 zit. LUTSCHINGER 1988) Überwinterungsverluste durch verminderten Sauerstoffgehalt infolge von Eutrophierung genannt. CABELA et al. 1997 schließen für Niederösterreich indirekt auf Arealverluste der Art, diese scheint hier aber nur unzureichend untersucht. Eigene Untersuchungen im Traisental (SCHLUDERMANN et al. 1998) zeigen, dass auch hier ähnliche Verhältnisse bestehen, wie in Oberösterreich. Es kann angenommen werden, dass die Art derzeit in Mitteleuropa großräumig eine positive Entwicklung nimmt und die angegebenen Gefährdungsursachen eher kleinräumige Phänomene darstellen.

Als wärmeabhängiger Spätlaicher sollte *Rana ridibunda* in seinen Laichgewässern durch Vorkommen zeitiger im Frühjahr laichender Amphibienarten benachteiligt sein. Ähnlich wie bei den anderen Wasserfroschtaxa steht dies möglicherweise in Zusammenhang mit der Besiedlung von Fischgewässern, wodurch Einflüsse der Prädation der Gelege von *Rana ridibunda* durch Larven anderer Amphibienarten gemindert sein könnten. Zusätzlich laicht die Art zumindest regional so spät im Jahr, dass beispielsweise *Bufo bufo* - Larven zu dieser Jahreszeit bereits metamorphosieren (WARINGER-LÖSCHENKOHL 1988a).

Rana ridibunda zeigt im Untersuchungsgebiet, dass für eine Amphibienart trotz klimatischer Beschränkung, geringer Bestandsgröße und ungünstiger Verteilung der Lebensräume explosive Vermehrung und Ausbreitung durchaus möglich sind, wenn wesentliche Grundvoraussetzungen erfüllt sind. Diese sind für *Rana ridibunda* im Untersuchungsgebiet:

(1) Ausreichendes Angebot geeigneter Laichgewässer
(2) Hohe Ausbreitungsfähigkeit
(2) Fischtoleranz
(2) Hohe Konkurrenzfähigkeit gegenüber anderen Amphibienarten

5.2.12. Diskussion *Rana lessonae* und *Rana esculenta*

Verbreitung und Habitatwahl

Diese beiden Wasserfroschtaxa fehlten ursprünglich mit hoher Wahrscheinlichkeit im gesamten Untersuchungsgebiet. Anfang der 1980er Jahre waren zwei Vorkommen in anthropogen überprägten Gewässerkomplexen präsent. Seitdem hat eine dynamische, positive Entwicklung eingesetzt. Insbesondere wurden die Traunauen, in denen bis 1985 nur selten einzelne Exemplare beobachtet werden konnten, nahezu flächig besiedelt. Diese Besiedlung erfolgte ausgehend von einem Fischteichkomplex mit einer Mischpopulation von *Rana esculenta* und *Rana lessonae*. Zumindest *Rana esculenta* hat dabei auch die Traun überquert und sich wahrscheinlich von dort aus bis Lambach ausgebreitet. Lokal wurden in Gartenteichen in Siedlungsgebieten auch einzelne oder wenige Tiere dieser Taxa ausgesetzt. Die Wasserfrösche sind auf die klimabegünstigten tieferen Lagen des Untersuchungsgebietes beschränkt, vermögen hier aber aufgrund ihrer außerordentlichen hohen Mobilität neuentstandene geeignete Gewässer rasch zu besiedeln. Geeignete Laichgewässer bleiben allerdings rar und bestimmen durch ihre Verteilung die lokale Verbreitung der beiden Taxa. Die wärmsten Lagen des Untersuchungsgebietes in der Traunaustufe flussabwärts von Wels und in der Welser Heide wurden von *Rana ridibunda* besiedelt; die beiden hier behandelten Taxa fehlen in diesen Bereichen gänzlich. Die Vorkommensschwerpunkte liegen im bereits erwähnten Fischteichkomplex südlich der Traun bei Steinhaus und in den naturnah verbliebenen Teilen der Traun-Austufe.

Die Verbreitung der beiden Wasserfroschtaxa im Untersuchungsgebiet ist (1) klimatisch bedingt, (2) weiters durch die spezifischen Ansprüche an die Fortpflanzungs- und Aufenthaltsgewässer eingeschränkt und (3) mit einer hohen Wahrscheinlichkeit vom Vorkommen von *Rana ridibunda* negativ beeinflusst. Ad. (1) wird von CABELA et al. (2001) bestätigt, in Österreich ist der Artenkomplex in den niederen Lagen bis maximal 800 m Seehöhe verbreitet, der Schwerpunkt der Vorkommen liegt aber in den niedrigsten Lagen. Ein deutlicher Hinweis auf klimatische Einflüsse auf das Vorkommen dieser Taxa liefern auch die Ergebnisse der aquatischen Habitatwahl im Untersuchungsgebiet: Die Wasserfrösche bevorzugen statistisch abgesichert stark besonnte und warme Gewässer. In Zusammenhang mit Ansprüchen an die Größe der Gewässer beziehungsweise die Größe von Gewässerkomplexen und der Ausbildung der Vegetation ist erklärbar, warum im Untersuchungsgebiet die Laichgewässer limitierend auf das Vorkommen wirken: Im Gegensatz zu flachen, verlandenden Seen oder versumpften Flussniederungen mit großen Altarmen oder überschwemmten Sumpfwiesen sind die stehenden Kleingewässer des Untersuchungsgebietes oft isoliert und beschattet. Möglicherweise übt *Rana ridibunda* einen negativen Einfluss auf das Vorkommen dieser beiden Taxa aus: Die Vorkommensgebiete von *Rana ridibunda* sind die einzigen klimabegünstigten Gebiete des Untersuchungsgebietes, in denen diese Taxa fehlen. Über den Mechanismus dieses möglichen Einflusses ist nichts bekannt und sollte bei der Komplexheit des Themas auch vorsichtig argumentiert werden (siehe z.B. TUNNER in CABELA et al. 2001). An den Stauseen am Unteren Inn kommt derzeit offenbar ausschließlich *Rana ridibunda* vor (eigene Untersuchungen), obwohl zumindest aus Fotoaufnahmen belegt ist, dass hier auch andere Wasserfroschtaxa zumindest vorübergehend häufig auftraten.

Die Laichgewässer-Habitatwahl von *Rana esculenta* und *Rana lessonae* ist eine der am stärksten spezifischen der untersuchten Amphibienarten (Tab. 53-55). Hohe Temperaturen, gute Ausbildung der Vegetation, insbesondere der Schwimmblattvegetation und der submersen Vegetation, Gewässertiefe bzw. permanente Wasserführung und das Vorkommen von Fischen spielen hierbei eine besondere Rolle. Zumeist besiedeln die beiden Taxa größere Gewässerkomplexe, in denen auch abseits von den Laichgewässern genügend geeignete Aufenthaltsgewässer bestehen, die auch für die Ernährung der verschiedenen Altersstadien von Bedeutung sind. Ähnliches ergeben Untersuchungen bzw. Angaben zur Habitatwahl von CABELA et al. (1997, 2001), SINSCH (1984), GRILLITSCH & GRILLITSCH (1984), GRILLITSCH (1990) und NÖLLERT & NÖLLERT (1992). Eine ausführliche Analyse der Habitatwahl von *Rana lessonae* stammt von GULVE 1994, der hohe Temperaturen zur Fortpflanzungszeit als wesentliches Kriterium für die Gewässerwahl der Art belegte. Weiters stellte sich als bedeutender Faktor die Nähe zu anderen Populationen heraus, dazu weiteres unter Bestandsentwicklung und Gefährdung.

Im Untersuchungsgebiet sind diese beiden Wasserfroschtaxa nur mit *Bufo bufo* in höherem Ausmaß vergesellschaftet (1980-1994 zu 50 %, SCHUSTER 1994). Die Habitatwahl kann folgendermaßen interpretiert werden: Hohe physiologische und lokomotorische Leistungsfähigkeit in Zusammenhang mit hohen Außentemperaturen sind eine Ursache für den Erfolg dieser Artengruppe. Damit hängt auch die hohe Mobilität zusammen, die es ihr ermöglicht,

weit entfernte geeignete Gewässer aufzufinden und erfolgreich zu besiedeln. Nachteile haben diese Wasserfrösche im Untersuchungsgebiet durch die spezifischen Ansprüche an die Laichgewässer und durch die jahreszeitlich späte Laichzeit. Möglicherweise besteht hier ein Zusammenhang mit dem Vorkommen von Fischen in ihren Laichgewässern, die die Prädation des Laichs durch Larven der Frühlaicher unter den Anuren reduzieren könnten. In Zusammenhang mit dem Vorkommen von Fischen steht möglicherweise wiederum die Bevorzugung von Gewässern mit dichter Vegetation, die die Prädation von Laich und Larven der Wasserfrösche durch Fische vermindern könnte.

Bestandsentwicklung und Ursachen

Die beiden Wasserfroschtaxa sind mit *Rana ridibunda* als rezente Neubesiedler die während des Untersuchungszeitraumes erfolgreichste Amphibiengruppe des Untersuchungsgebietes (Abb. 52 – 53, Tab. 94). Dies steht sicherlich in Zusammenhang mit der Neuschaffung geeigneter Laichgewässer in Form von Kiesgrubengewässern, Fischteichen und Gartenteichen. Mittelfristig ist mit einer Stabilisierung des Vorkommens zu rechnen, bald sind die meisten potenziell geeigneten Gewässerkomplexe besiedelt. Die weitere Bestandsentwicklung ist erschwert beurteilbar, da während einer Expansionsphase einer Art lokal negative Tendenzen leicht übersehen werden können.

In Zusammenhang mit der Beurteilung von Ursachen dieser Entwicklung ergibt sich ein Widerspruch: Die am meisten gefährdeten Amphibienarten im Untersuchungsgebiet sind mobile, spät im Jahr laichende Pionierarten. Zumindest während der Expansionsphase zählen auch die Wasserfrösche zu dieser Gruppe, erweisen sich aber als ausgesprochen erfolgreich. Drei Gründe können dafür ausschlaggebend sein: (1) Einerseits scheinen die Wasserfrösche in den klimabegünstigten Bereichen des Untersuchungsgebietes wesentlich mobiler und damit effektiver in der Besiedlung neuer geeigneter Habitate zu sein als andere vagabundierende Arten. Für den Neusiedlersee konnte belegt werden, dass ein *Rana lessonae* eine Distanz von 15 km in nur wenigen Tagen zurücklegte (Tunner & Karpati 1997). Die rasche Fortbewegung, zu der Wasserfrösche befähigt sind, vermindert zusätzlich das Mortalitätsrisiko bei der Querung von Straßen. Darüber hinaus sind die Wasserfrösche (2) wesentlich konkurrenzstärker als *Bombina variegata* oder *Bufo viridis*. (3) Insbesondere durch ihre Befähigung, mit Fischen beschränkt koexistieren zu können, können sie trotz der späten Laichzeit der Prädation der frühlaichenden Arten entgehen.

Zur Bestandsentwicklung von *Rana lessonae* und *Rana esculenta* gibt es in Österreich keine Untersuchungen. Zu Gefährdungsursachen der Wasserfrösche gibt es eine Reihe von allgemeinen Angaben, beispielsweise von Grillitsch et al. (1997), die für Niederösterreich den Rückgang geeigneter Gewässer und Fischbesatz anmerken. Hier bestehen Hinweise auf Arealverluste, aber keine entsprechenden Untersuchungen. Gulve (1994) bestimmte zwei Gefährdungsursachen für diese Art in Nordschweden: Als deterministische Ursache (1) für Aussterbeereignisse erwiesen sich negative Veränderungen im Gewässerangebot wie Verlandung / Zuwachsen oder Trockenlegung von Laichgewässern. Als weitere Ursache (2) für das Aussterben von Populationen dieser Art ergab sich zunehmende Isolation von Laichgewässern durch Aussterbereignisse infolge von Ursache (1) und damit zusammenhängend einer verringerten Wahrscheinlichkeit der Wiederbesiedlung nach stochastischen Aussterbeereignissen. Dies unterstreicht die Bedeutung von Wiederbesiedlungsereignissen für das langfristige Bestehen großräumiger Vorkommen dieser Art. Im Untersuchungsgebiet ergibt sich bisher aufgrund der Ausbreitungsfähigkeit dieser beiden Wasserfroschtaxa kein Hinweis darauf, dass Isolation von Populationen einen negativen Einfluss auf die Bestandsentwicklung dieser Taxa ausübt.

5.3. Vergleich der Ursachen der Bestandsentwicklung der 13 Amphibienarten

5.3.1. Bilanz

Bei 13 untersuchten Amphibienarten verlief die Bestandsentwicklung für zwei Arten, *Bufo viridis* und *Bombina variegata*, stark negativ, deutlich negativ weiters für *Triturus vulgaris* und *Triturus alpestris* und *Rana temporaria*. Demgegenüber stehen stark positive Bestandsentwicklungen der drei Taxa des Wasserfroschkomplexes und mäßig positive Entwicklungen bei *Hyla arborea* und *Bufo bufo*. Weitgehend stabil ist die Bestandssituation bei *Salamandra salamandra*, *Triturus carnifex* und *Rana dalmatina*.

Daraus kann geschlossen werden, dass die Gefährdungssituation für Amphibienarten unterschiedlich ist, und nicht notwendigerweise von allgemeinen negativen Entwicklungstendenzen für Amphibien ausgegangen werden kann (siehe auch GROSSENBACHER 2002). Bei einer Zwischenbilanzierung der Bestandsentwicklung der Arten im Untersuchungsgebiet (SCHUSTER 1994), die auch noch die vorangehende Fünfjahresperiode von 1980 – 1985 einschloss, ergab sich eine durchaus abweichende Situation. Die Gefährdung von *Bufo viridis* und *Bombina variegata* war schon damals deutlich, zusätzlich aber auch die Entwicklung von *Hyla arborea*, der hinsichtlich verschiedener Aspekte seiner Biologie in eine ähnliche ökologische Gruppe eingeordnet werden kann. Die positiven Entwicklungen der Wasserfrösche waren noch nicht in dem Ausmaß absehbar und die Entwicklungen der häufigeren Arten nur unzureichend bekannt. Bei einer insgesamt negativen Entwicklung ergab sich daher eine besondere Gefährdungssituation für die Pionierarten. Die neuen Ergebnisse führen hier teilweise zu notwendigen Modifizierungen.

5.3.2. Einflussfaktoren

Aquatische Lebensräume

Die Situation der aquatischen Lebensräume bestimmt zu wesentlichen Anteilen die Bestandsentwicklung der Amphibienarten des Untersuchungsgebietes. Das betrifft stark abnehmende Arten, wie *Bufo viridis* und *Bombina variegata*, stabil vorkommende Arten, wie *Triturus carnifex* und *Rana dalmatina* und die stark zunehmenden Wasserfrösche.

Ein Rückgang an Kleingewässern war im Untersuchungsgebiet nicht festzustellen, ganz im Gegenteil: von den insgesamt 338 im Untersuchungszeitraum während des Untersuchungszeitraumes lokalisierten Laichgewässern existierten 61 % durchgehend, 21 % wurden neu gebildet, 11 % verschwanden bzw. wurden zerstört und 7 % existierten nur vorübergehend.

Von großer Bedeutung ist die qualitative Abnahme der Eignung mehrerer sehr bedeutender Laichgewässer, insbesondere infolge von Fischbesatz. Die deutlich rückläufigen Amphibienarten des Untersuchungsgebietes können mit Fischen im selben Gewässer nicht koexistieren (*Bufo viridis*, *Bombina variegata*, *Triturus vulgaris* und *Triturus alpestris*). Amphibienarten, die in ihren Fortpflanzungsgewässern mit Fischen koexistieren können, stellen eine ungefährdete Amphibiengruppe dar. Die vier betroffenen Arten bzw. Taxa (*Rana ridibunda*, *Rana esculenta*, *Rana lessonae*, *Bufo bufo*) zeigen eine deutlich positive Bestandsentwicklung. Hierbei darf nicht außer Acht gelassen werden, dass für Amphibien die Möglichkeit der Koexistenz mit Fischen auch eine Ausweichstrategie vor Konkurrenten und anderen Prädatoren darstellen kann. Dies betrifft als jahreszeitlich spät laichende Formen möglicherweise die Wasserfroschtaxa, die in Zusammenhang mit dichter Gewässervegetation mit Fischen koexistieren können. Bedeutende Populationen von *Bufo bufo*, deren Larven von zahlreichen Fischarten verschmäht werden (BLAB 1986), deren Gelege aber von weiter entwickelten Larven der Grasfrösche gefressen werden (KUHN 2001), können im Untersuchungsgebiet nur bei gleichzeitigem Vorkommen von Fischen langfristig mit Braunfröschen koexistieren (siehe auch SCHUSTER 2001). Positive Einflüsse üben Fische hierbei voraussichtlich durch Prädation von Konkurrenten oder Prädatoren der betreffenden Amphibienarten aus.

Ein bestimmender Faktor für die Vorkommensmöglichkeiten von Amphibien im Untersuchungsgebiet ist die Gewässertemperatur. Infolge der zunehmenden Geschlossenheit der Waldflächen ist im Untersuchungsgebiet während der letzten Jahrzehnte eine Zunahme an beschatteten, kälteren Gewässern anzunehmen. Darüber hinaus sind alle potenziellen Besiedler der kühlen Gewässer entweder Frühlaicher oder allgemein konkurrenzstarke Arten, wie die Echten Frösche oder die Wassermolche. Auch innerhalb dieser Gruppe der waldbesiedelnden Amphibienarten gibt es aber deutliche Hinweise auf die Bedeutung lichter, besonnter Gewässer für Amphibien. In den Traunauen verursacht zunehmende Besonnung eines vorher stark beschatteten Gewässers eine positive Bestandsentwicklung von Anuren, insbesondere von Springfröschen. In einer Langzeituntersuchung in einem Waldgebiet in Michigan besteht ein negativer

Zusammenhang zwischen Kronenschluss und Amphibienvorkommen (SKELLY et al. 1999). Im Untersuchungsgebiet ist in erster Linie das Angebot an gut durchwärmten Gewässern limitierend. Das betrifft sowohl die verhältnismäßig konkurrenzstarken Wasserfrösche, deren Vorkommensgebiete trotz positiver Bestandentwicklung durch die geringe Zahl geeigneter Fortpflanzungsgewässer immer noch einigermaßen beschränkt ist. Besonders negativ betroffen sind aber die wärmeliebenden, konkurrenzschwachen Pionierarten, für die das Angebot an geeigneten Gewässern zahlenmäßig abnimmt. Weiters ist das Angebot dieser Gewässertypen räumlich-zeitlich sehr instabil, was auch mit der besonderen zivilisatorischen Beeinträchtigung der waldarmen, klimabegünstigten Teile des Untersuchungsgebietes zusammenhängt. Besonders warme Flachgewässer sind auch deshalb selten, da sie nach ihrer Entstehung in Zusammenhang mit natürlichen Sukzessionsvorgängen innerhalb weniger Jahre von hoher und dichter Ufer- oder Flachwasservegetation zunehmend beschattet werden.

Die Strukturierung der Gewässer, besonders die Ausbildung der Gewässervegetation, hat unmittelbar durch Anheftungsmöglichkeiten für die Gelege, mittelbar in Zusammenhang mit Schutz vor Prädation, eine große Bedeutung für die meisten Amphibienarten. Das betrifft unter anderem die lange im Wasser verbleibende Molche, die mit Hilfe der Vegetation mit hoher Wahrscheinlichkeit das Prädationsrisiko durch aquatische und terrestrische Prädatoren mindern. Ebenso kann eine Strukturierung durch Vegetation Vorteile für Amphibienlarven und -gelege in Gewässern mit höherem Prädationsrisiko durch Fische bieten.

Terrestrische Lebensräume

Ein Einfluss des Flächenangebots der terrestrischen Makrohabitate auf die Bestandsentwicklungen der Amphibienarten konnte im Untersuchungsgebiet nicht festgestellt werden. Ausschlaggebend dafür ist die in der Summe stabile Wald-Offenlandverteilung und das unveränderte Angebot an Laubwäldern im Untersuchungsgebiet. Es ist aber möglich, dass bei diesbezüglich spezifischeren, kleinräumiger ausgerichteten Untersuchungen bei verschiedenen Arten auch bestandsbeeinflussende Faktoren in den terrestrischen Habitaten festgestellt werden können, beispielsweise für Ökotonsituationen für *Hyla arborea* oder spärlich bewachsene Flächen in der offenen Kulturlandschaft für *Bufo viridis*.

Verteilung und Größe der Populationen

Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass für Amphibien Bestandsgrößen und Verteilungssituationen unter den gegebenen Bedingungen im Untersuchungszeitraum eine untergeordnete Bedeutung für die Bestandsentwicklung besitzen. Die vier Arten bzw. Taxa mit den geringsten Ausgangsbestandsgrößen, *Salamandra salamandra* und die drei Wasserfroschtaxa, verblieben in ihrem Bestand stabil oder haben deutlich zugenommen. Die potenziell explosive Vermehrung in einzelnen Gewässern kann über radiale Ausbreitung zu rascher Besiedlung relativ großer Flächen führen. Die Ausbreitungsfähigkeit von Amphibienarten, insbesondere der Anuren, wurde bisher möglicherweise deutlich unterschätzt. Für den gegebenen Untersuchungszeitraum kann angenommen werden, dass die Verteilungssituation der meisten Arten zu Beginn des Untersuchungszeitraumes noch relativ günstig war. Die Situation am Ende der Untersuchungsperiode hat sich zumindest für die drei konkurrenzschwachen Pionierarten *Bufo viridis*, *Bombina variegata* und *Hyla arborea* maßgeblich negativ verändert. Ein erhöhtes Aussterberisiko und gleichzeitig verminderte Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeiten können erst in längeren Zeiträumen wirksam werden. Für die genannten Arten ist mit zukünftig erheblicher Beeinflussung der Bestandsentwicklung durch die derzeitige Verteilungssituation der Vorkommen zu rechnen. Der Untersuchungszeitraum war möglicherweise noch zu kurz, und die Zahl der untersuchten Populationen gerade bei den selteneren Arten zu gering, um derzeit allgemein gültige Aussagen treffen zu können. Beschränkte Effekte von zunehmender Isolierung von Arten mit Vorkommen am Arealrand deuten sich neben *Bufo viridis* auch für *Triturus alpestris* und lokal für *Rana temporaria* an.

Verkehrseinfluss

Mehrere Amphibienarten des Untersuchungsgebietes, vor allem die Echten Kröten, erlitten im Untersuchungszeitraum erhebliche Ausfälle durch Straßenverkehr. Über die konkrete Bedeutung für die Bestandsentwicklung der Amphibienarten ist aber zu wenig bekannt. Fest steht, dass die Anfälligkeit für Verluste artspezifisch sehr unterschiedlich ist. *Bufo viridis* ist eine diesbezüglich besonders anfällige Art und im Untersuchungsgebiet aus klimatischen Gründen auf von hohen Verkehrseinflüssen geprägten Teilen des Untersuchungsgebietes beschränkt. Deshalb kann angenommen werden, dass der Straßenverkehr an der negativen Entwicklung zumindest erheblich mitbeteiligt ist. Im selben Teil des Untersuchungsgebietes hat sich zeitgleich aber *Rana ridibunda* offenbar weitgehend unbehelligt vom Verkehr stark ausgebreitet.

Konkurrenz und Prädation

Konkurrenzstarke Amphibienarten zeigen stabile Bestandssituationen. Die Bedeutung von kleinflächigen Gewässern für die Fortpflanzung der Amphibienarten begünstigt die Möglichkeit, dass in den Gewässern eine Bestandesreduktion oder Regulation der Populationsgröße

durch intraspezifische und interspezifische Faktoren, wie beispielsweise Wuchshemmnis durch andere Amphibienlarven (HEUSSER 1972, WILBUR & ARNOLD 1985, ARNOLD & WILBUR 1985, BANKS & BEEBEE 1987, GRIFFITHS 1991), Prädation von Laich und Larven durch ältere Amphibienlarven (HEUSSER 1970, 1971b, 2000) oder adulte Amphibien (HEUSSER 1971a, ZAHN 1997) besteht. Wahrscheinlich wurde bisher der Einfluss vom Laichzeitpunkt einer Art auf die Habitatnutzung und die Bestandssituation unterschätzt. Im Untersuchungsgebiet sind bezüglich des Angebotes an Laichgewässern die Frühlaicher im Vorteil, da diese die weniger stark gefährdeten, stabil vorkommenden Laichgewässertypen nutzen und damit im Großteil des Untersuchungsgebietes die Vorkommensmöglichkeiten später laichender Arten von vornherein einschränken. Unter anderen ökologischen Bedingungen, beispielsweise im Neusiedler See-Gebiet, sind jahreszeitlich später laichende Arten aber großräumig diesbezüglich unbeeinflusst, da früh laichende Braunfroscharten in den waldarmen Landschaften nahezu vollständig fehlen oder mittlerweile nur noch geringe Dichten erreichen.

5.3.3. Bedeutende Faktorenkomplexe

Eine Vielzahl von Faktoren bestimmen über Vorkommen und Bestandsentwicklung der Amphibienarten des Untersuchungsgebiets. Dies erschwert eine vereinfachende Festlegung auf Konstellationen, die die Gefährdung von Amphibien charakterisieren. Folgende Einzelfaktoren beeinflussen die Vorkommen der Arten im Untersuchungsgebiet sehr wesentlich:

- Temperaturansprüche
- Laichzeit
- Art der Laichabgabe
- Koexistenzmöglichkeit mit Fischen
- Ausbreitungsfähigkeit

Folgende Kombinationen dieser Faktoren beeinflussen die Bestandsentwicklung von Amphibienarten oder Amphibienartengruppen im Untersuchungsgebiet:

- Kälteresistente, jahreszeitlich früh laichende Arten sind besonders konkurrenzstark, da sie die fischfreien Gewässertypen als erste besiedeln können, dadurch weniger stark von den Larven anderer Amphibienarten beeinflusst sind und insgesamt durch den stabilen Bestand der Amphibienlaichgewässer in Waldlandschaften des Untersuchungsgebietes profitieren (Braunfrösche).
- Später laichende, wärmeliebende Arten sind erfolgreich, wenn sie besonders ausbreitungsfähig sind und „Fischwässer" zumindest teilweise besiedeln können (Wasserfrösche).
- Später laichende, wärmeliebende Amphibienarten sind hochgradig gefährdet, wenn sie weniger gut ausbreitungsfähig sind, höhere Anfälligkeit gegenüber Mortalität durch Straßenverkehr zeigen, keine Fischwässer besiedeln können und ihre Gewässer einem hohen anthropogenen Zerstörungsausmaß ausgesetzt sind.
- Die später laichenden Molcharten sind durch die Art ihrer Laichabgabe vor Prädation durch Amphibienlarven gut geschützt, aber besonders im Larvenstadium anfällig gegenüber Prädation durch Fische.

Es deuten sich damit neue Aspekte für die Beurteilung der ökologischen Ansprüche und damit in Zusammenhang stehenden Gefährdungsursachen für Amphibienarten an. Früher im Jahr laichende Anurenarten besitzen einen großen Vorteil dadurch, dass ihre Gelege unbeeinflusst von anderen Anurenarten verbleiben. Das Massenlaichen von *Rana temporaria* und *Bufo bufo* kann sehr verschiedene Ursachen haben. Ein gleichzeitiges Ablaichen in großer Zahl bedeutet eine Risikostreuung bezüglich der Mortalität von Adulten, Gelegen und Larven. HEUSSER (1970) argumentiert, dass bei individuenstarken Populationen Laichprädation durch die Larven der eigenen Art ein gleichzeitiges Ablaichen, wie es bei *Rana temporaria* und *Bufo bufo* auftritt, herausselektieren müßte. Dass es hier alternative Strategien gibt, zeigt der in seinem Fortpflanzungsverhalten stark abweichende *Rana dalmatina*.

Die wärmeliebenden, später laichenden Anurenarten können sich in den von Larven der früher laichenden Arten dicht besiedelten Gewässern nicht behaupten. Sie müssen in für diese Arten ungeeignete Gewässer ausweichen. Das kann über Anpassungen an ökologisch stark abweichende, extremere Gewässertypen erfolgen und steht oft auch in Verbindung mit einer erhöhten Mobilität, die bei wechselwarmen Tieren im späteren Frühjahr durch höhere Temperaturen begünstigt ist. Damit in Zusammenhang steht auch die Möglichkeit der Besiedlung von Gewässern mit instabiler, schwer vorhersagbarer Wasserführung durch die Wahl von flexiblen Laichzeiten mit Risikostreuung bei der Laichabgabe in Zusammenhang mit entsprechenden Lebenslaufstrategien. Weiters sind Arten dieser Gruppe möglicherweise durch eine höhere Toleranz ihrer Larven bezüglich hohen Larvendichten der eigenen Art gekennzeichnet (HEUSSER 1972), was Vorteile bei vorübergehenden Konzentrationen von Larven bei niedrigen Wasserständen in flachen Pioniergewässern bietet.

Eine weitere Alternativstrategie später laichender Arten besteht darin, Gewässertypen mit höheren Fischdichten zu besiedeln, die für diesbezüglich weniger resistente Frühlaicher nicht geeignet sind. Auch hier wurden möglicherweise bestimmte Eigenheiten der Arten selektioniert, wie

die Ungenießbarkeit der *Bufo bufo* - Larven für zahlreiche Cyprinidenarten (Blab 1986). Die teilweise Verträglichkeit der Wasserfroschtaxa mit Fischen könnte hingegen durch ein vermindertes Prädationsrisiko in durch Vegetation reich strukturierten Gewässern, möglicherweise auch durch Verhaltensweisen der Larven begründet sein.

Gänzlich abweichend zu werten ist die Situation der Echten Molche, die mit den Anuren auch nur entfernt verwandt sind. Trotz der späten Laichabgabe der Molche können diese mit Braunfröschen stabil koexistieren. Dafür gibt es zwei Erklärungsmöglichkeiten: Die einzeln in der Vegetation abgelegten Eier der Molche sind weniger effektiv für Prädatoren auffindbar und gut geschützt durch das Verkleben in der Vegetation (Miaud 1994), weiters können aber adulte Molche durch das Fressen von Anurengelegen und Anurenlarven diese regulieren oder zumindest bezüglich der Eigenkondition von diesen profitieren.

Die oben vorgebrachten Argumente benötigen sicherlich eine Präzisierung bzw. Überprüfung u.a. durch experimentelle Untersuchungen. Unter anderen ökologischen Bedingungen wird die Gewichtung der Bedeutung einzelner Aspekte deutlich abweichen. Jedenfalls aber bestimmen nicht nur autökologische Eigenschaften der Arten ihre Habitatwahl, Bestands- und Gefährdungssituation. Diese ist durch Interaktionen zwischen den Arten, Prädation und Konkurrenz, in Zusammenhang mit evolutionsbiologischen Entwicklungen zu sehen.

Der Mensch greift in diese Konstellation mittlerweile nicht nur durch eine allgemeine Zerstörung von Lebensräumen der Arten ein, sondern zusätzlich durch eine selektive Bevorteilung bzw. Benachteiligung unterschiedlicher Strategien der vorkommenden Amphibienarten. Es kann angenommen werden, dass konkurrenzschwache Amphibienarten Adaptationen an ökologische Verhältnisse entwickelt haben, die ihr Vorkommen in weniger stabil wasserführenden Ausweichgewässern begünstigen. Dazu zählt Toleranz gegenüber extremen Temperaturen und gegenüber höherem Austrocknungsrisiko und die Fähigkeit, ein zeitlich-räumlich instabiles Laichgewässerangebot effektiv nutzen zu können. Im Untersuchungsgebiet werden konkurrenzstarke, fischverträgliche Amphibienarten mit Bevorzugung stabil wasserführender, großer Gewässer durch den Menschen gefördert (siehe auch Blab 1986). Konkurrenzschwache Pionierarten mit Bevorzugung kleiner, temporärer und leicht zerstörbarer Gewässer in einem dynamischen Gewässerverbund werden benachteiligt. Eine neue Herausforderung für den Amphibienschutz ist es daher, diejenigen Faktorenkonstellationen wieder entstehen zu lassen, die den konkurrenzschwachen Pionierarten – unabhängig von regelmäßigen anthropogenen Maßnahmen – langfristige Vorkommensmöglichkeiten sichern.

Dank

Ich bedanke mich bei Herrn Univ.-Prof. Dr. Hans Martin Steiner und Herrn Univ.-Prof. Dr. Walter Hödl für die Übernahme des Dissertationsthemas und die Betreuung der Arbeit. Mein besonderer Dank gilt Ass.-Prof. Dr. Manfred Pintar, der diese Untersuchung von Beginn an fachlich betreute und durch sein Interesse am weiteren Fortschritt wesentlichen Anteil an der Fertigstellung hat. Dr. Erwin Nemeth und Dr. Georg Bieringer lieferten bedeutende Diskussionsbeiträge, Herr Weichsler überließ mir Beobachtungsdaten, die Untersuchungen des Jahres 1994 wurden vom Amt der Oö. Landesregierung, Abteilung Naturschutz gefördert; allen dafür ein herzliches Danke. Bedanken möchte ich mich weiters bei meinen Eltern, Geschwistern und FreundInnen für ihre langjährige moralische Unterstützung. Ganz besonderer Dank gilt meiner Lebensgefährtin Barbara Zach, ohne deren uneigennütziges Verständnis für die Situation und vielseitige Hilfestellung die Fertigstellung dieser Untersuchung nicht möglich gewesen wäre.

6. Literatur

ABBÜHL R. & H. DURRER (1996): Habitatpräferenz und Migrationsverhalten bei der Gelbbauchunke (*Bombina variegata variegata*). — Salamandra **32**: 23-30.

ABBÜHL R. & H. DURRER (1998): Modell zur Überlebensstrategie der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*). — Salamandra **34**: 273-277.

ALFORD R.A. & H.M. WILBUR (1985): Priority effects in experimental pond communities: Competition between *Bufo* and *Rana*. — Ecology **66**: 1097-1105.

AMLER K., BAHL A., HENLE K., KAULE G., POSCHLOD P. & J. SETTELE (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. — Ulmer Verlag, Stuttgart: 1-336.

ARNTZEN J.W. & F.M. TEUNIS (1993): A six year study on the population dynamics of the crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonisation of a newly created pond. — Herpetological Journal **3**: 99-110.

AUER I., HAMMER N. & O. SVABIK (1998): Niederschlag. — In: AUER I., BÖHM R., DOBESCH H., HAMMER N., KOCH E., LIPA W., MOHNL H., POTZMANN R., RETITZKY CH., RUDEL E. & O. SVABIK (1998): Klimatographie und Klimaatlas von Oberösterreich, Linz: 237-305.

BANKS B. & T.J.C. BEEBEE (1987): Spawn predation and larval growth inhibition as mechanisms for niche separation in anurans. — Oecologia **72**: 569-573.

BARANDUN J. & H.-U. REYER (1997): Reproductive ecology of *Bombina variegata*: characterisation of spawning ponds. — Amphibia–Reptilia **18**: 143-154.

BARANDUN J. (2001): Habitate und Vermehrung von Laubfröschen (*Hyla arborea*) im Alpenrheintal. — Zeitschrift für Feldherpetologie **8**: 71-80.

BARANDUN J., REYER H.-U. & B. ANHOLT (1997): Reproductive ecology of *Bombina variegata*: aspects of life history. — Amphibia – Reptilia **18**: 347-355.

BAUMGARTNER CH., BITSCHI N., ELLINGER N., GOLLMANN B., GOLLMANN G., KÖCK M., LEBETHY E. & A. WARINGER-LÖSCHENKOHL (1996): Laichablage und Embrionalentwicklung von Springfrosch (*Rana dalmatina*, Bonaparte, 1840) und Grasfrosch (*Rana temporaria* LINNAEUS 1758) in einem syntopen Vorkommen. — Herpetozoa **9**: 133-150.

BAUMGARTNER C., WARINGER-LÖSCHENKOHL A. & M. PINTAR (1997): Bedeutung der Konnektivität für die Springfroschpopulationen der Donauauen. — Rana **2**: 159-162.

BEEBEE T.J.C. (1983): Amphibian breeding sites in Sussex 1977-1983: pond losses and changes in species abundance. — British Journal of Herpetology **6**: 342-346.

BELL B.D. & A.P. BELL (1995): Distribution of the introduced alpine newt *Triturus alpestris* and of native *Triturus* species in north Shropshire, England. — Australian Journal of Ecology **20**: 367-375.

BERVEN K.A. (1990): Factors affecting population fluctuations in larval and adult stages of the wood frog (*Rana sylvatica*). — Ecology **71**: 1599-1608.

BERVEN K.A. (1995): Population regulation in the wood frog, *Rana sylvatica*, from three diverse geographic localities. — Australian Journal of Ecology **20**: 385-392.

BESHKOV V.A. & D.L. JAMESON (1980): Movement and abundance of the yellow-bellied toad (*Bombina variegata*). — Herpetologica **36**: 365-370.

BLAB J. & L. BLAB (1981): Quantitative Analysen zur Phänologie, Erfassbarkeit und Populations-dynamik von Molchbeständen des Kottenforstes bei Bonn. — Salamandra **17**: 147-172.

BLAB J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. — Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 18, 3.Auflage, Bonn-Bad Godesberg: 1-150.

BLAB J., BRÜGGEMANN P. & H. SAUER (1991): Tierwelt in der Zivilisationslandschaft, Teil II: Raumeinbindung und Biotopnutzung bei Reptilien und Amphibien im Drachenfelser Ländchen. — Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 34, Bonn-Bad Godesberg: 1-94.

BLAUSTEIN A.R. & D.B. WAKE (1990): Declining Amphibian Populations: A Global Phenomenon? — TREE **5**: 203.

BLAUSTEIN A.R. (1994): Chicken little or Nero's fiddle. A perspective on declining amphibian populations. — Herpetologica **50**: 85-97.

BLAUSTEIN A.R., WAKE D.B. & W.P. SOUSA (1994): Amphibian Declines: Judging Stability, Persistence, and Susceptibility of Populations to local and Global Extinctions. — Conservation Biology **8**: 60-71.

BÖHM R., HAMMER N. & O. SVABIK (1998): Lufttemperatur - Bodentemperatur - Wassertemperatur. — In: AUER I., BÖHM R., DOBESCH H., HAMMER N., KOCH E., LIPA W., MOHNL H., POTZMANN R., RETITZKY CH., RUDEL E. & O. SVABIK (1998): Klimatographie und Klimaatlas von Oberösterreich. Linz: 11-110.

BORTZ J., LIENERT G.A. & K. BOEHNKE (2000): Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik. — Berlin, Heidelberg, New York.

BRADFORD D.F. (1991): Mass Mortality and Extinction in a High-elevation Population of *Rana muscosa*. — Journal of Herpetology **25**: 174-177.

BRADFORD D.F., TABATABAI F. & D.M. GRABER (1993): Isolation of remaining Populations of the Native Frog, *Rana muscosa*, by Introduced Fishes in Sequoia and Kings Canyon National Parks, California. — Conservation Biology **7**: 882-888.

BRIGGS L. (1997): Population fluctuations of *Rana dalmatina* in relation to climatic conditions and landscape change. — Rana **2**: 183-188.

CABELA A. (1990): Wechselkröte. *Bufo viridis viridis* LAURENTI, 1768. — In: TIEDEMANN, F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Wien: 73-79.

CABELA A., GRILLITSCH H. & F. TIEDEMANN (2001): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. — Umweltbundesamt Wien: 1-880.

CABELA A., GRILLITSCH H. & F. TIEDEMANN (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs: Lurche und Kriechtiere (Amphibia, Reptilia), 1. Fassung 1995. — Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien: 1-88.

CAREY C. (1991): Hypothesis Concerning the Causes of the Disappearance of Boreal Toads from the Mountains of Colorado. — Conservation Biology **7**: 355-362.

CARLSON A. & P. EDENHAMN (2000): Extinction dynamics and the regional persistence of a tree frog metapopulation. — Proc. R. Soc. Lond. B **267**: 1311-1313.

CLAUSNITZER C. & H.J. CLAUSNITZER (1984): Erste Ergebnisse einer Wiederansiedlung des Laubfrosches *Hyla arborea* (LINNAEUS, 1758) im Landkreis Celle (Niedersachsen). — Salamandra **20**: 50-55.

CLAUSNITZER H.J. (1983): Zum gemeinsamen Vorkommen von Amphibien und Fischen. — Salamandra **19**: 158-162.

CLAUSNITZER H.J. (1986): Zur Ökologie und Ernährung des Laubfrosches *Hyla a. arborea* (LINNAEUS, 1758) im Sommerlebensraum. — Salamandra **22**: 162-172.

COOKE S.A. (1995): A comparison of survey methods for crested newts (*Triturus cristatus*) and night counts at a secure site, 1983-1993. — Herpetological Journal **5**: 221-228.

CORN C.S. & P.C. FOGLEMAN (1984): Extinction of montane populations of the northern leopard frog (*Rana pipiens*) in Colorado. — Journal of Herpetology **18**: 147-152.

DENTON J.S. & T.J.C. BEEBEE (1994): The basis of niche separation during terrestrial life between two species of toad (*Bufo bufo* and *Bufo calamita*): Competition or specialisation? — Oecologia **97**: 390-398.

DOLMEN D. & J.I. KOKSVIK (1983): Food and feeding habits of *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (LAURENTI) in two bog tarns in central Norway. — Amphibia-Reptilia **4**: 17-24.

DOLMEN D. (1988): Coexistence and niche segregation in the newts *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (LAURENTI). — Amphibia-Reptilia **9**: 365-374.

ECKELT H. (1976): Österreichischer Atlas für Höhere Schulen. — Verlag Ed. Hölzel, 102. Auflage, Wien.

ELLINGER N. & R. JEHLE (1997): Struktur und Dynamik einer Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus*, KIRITZESCU 1903) am Endelteich bei Wien: ein Überblick über neun Untersuchungsjahr. — In: HÖDL W., JEHLE G. & G. GOLLMANN (Hrsg., 1997): Populationsbiologie von Amphibien. — Stapfia **51**, Linz: 133-150.

FAHRIG L., PEDLAR J.H., POPE S.E., TAYLOR P.D. & J.F. WEGNER (1995): Effect of road traffic on amphibian density. — Biological Conservation **73**: 177-182.

FASOLA M. & L. CANOVA (1992): Residence in water by the newts *Triturus vulgaris*, *T. cristatus* and *T.alpestris* in a pond in northern Italy. — Amphibia-Reptilia **13**: 227-233.

FELDMANN R. (1978): Ergebnisse vierzehnjähriger quantitativer Bestandskontrollen an *Triturus*-Laichplätzen in Westfalen (Amphibia: Caudata: Salamandridae). — Salamandra **14**: 126-146.

FELLERS G.M. & C.A. DROST (1993): Disappearance of the Cascade Frog *Rana cascadae* at the southern end of its range, California, USA. — Biological Conservation **65**: 177-181.

FISCHER-NAGEL A. (1977): Untersuchungen zur Ökologie der Anuren im Seewinkel des Burgenlandes (Österreich). — Dipl. Arb. Freie Univ. Berlin: 1-181.

FOG K. (2002): Langzeituntersuchungen an Laubfröschen in der dänischen Agrarlandschaft. Lokales Aussterben, lokale Ausbreitung – welche Parameter sind entscheidend. — www.dght.de / ag / feldherpetologie / fachtagung 2001.htm, download Juni 2002.

FRICK C. (2002): Zur Bestandssituation der Gelbbauchunke, *Bombina v. variegata* (LINNAEUS, 1758), im Dunkelsteinerwald (Niederösterreich). — Herpetozoa **15**: 51-62.

GLANDT D. (1978): Notizen zur Populationsbiologie einheimischer Molche (Gattung *Triturus*). — Salamandra **14**: 9-28.

GOLLMANN B. & G. GOLLMANN (2002): Die Gelbbauchunke: von der Suhle zur Radspur. — Beiheft zur Zeitschrift für Feldherpetologie 4, Verlag Laurenti, 0Bielefeld: 1-135.

GRIFFITHS R.A. (1986): Feeding niche overlap and food selection in smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *Triturus helveticus* at a pond in mid-Wales. — Journal of Animal Ecology **55**: 201-214.

GRIFFITHS R.A. (1991): Competition between common frog, *Rana temporaria* and natterjack toad, *Bufo cala-*

mita, tadpoles: the effect of competitor density and interaction level on tadpole developement. — Oikos **61**: 187-196.

GRILLITSCH H. (1990): Kleiner Teichfrosch und Teichfrosch. *Rana lessonae* CAMERANO und *Rana kl. esculenta* L. — In: TIEDEMANN, F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Wien: 108-115.

GROSSE W.-R. (1994): Der Laubfrosch: *Hyla arborea*. — Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 615, Westarp-Wiss., Magdeburg: 1-211.

GROSSENBACHER K. (1997): Der Springfrosch *Rana dalmatina* in der Schweiz. — Rana **2**: 59-65.

GROSSENBACHER K. (2001): Entwicklung verschiedener Amphibienpopulationen im Schweizer Mittelland, in den Alpen und in der Südschweiz. — www.dght.de /ag/feldherpetologie/fachtagung 2001.htm, download Juni 2002:

GROSSENBACHER K. (2001a): Langzeitbeobachtungen: Gedanken zu Motivation, Voraussetzungen, Aussagekraft und Grenzen. — www.dght.de / ag / feldherpetologie / fachtagung 2001.htm; download Juni 2002.

SJÖGREN GULVE P. (1994): Distribution and extinction patterns within a northern metapopulation of the pool frog, *Rana lessonae*. — Ecology **75**: 1357-1367.

HACHTEL M. (2002): Entwicklung von Amphibienpopulationen in natürlichen und künstlichen Kleingewässern einer Agrarlandschaft: Ergebnisse aus dem Langzeitprojekt „Drachenfelser Ländchen". — www.dght.de / ag / feldherpetologie / fachtagung 2001.htm; download Juni 2002.

HALLEY J.M., OLDHAM R.S. & J.W. ARNTZEN (1996): Predicting the persistence of amphibian populations with the help of a spatial model. — Journal of Applied Ecology **33**: 455-470.

HAMMER W. (2002): Braunfroschlaichballen an 50 benachbarten Gewässern verschiedenen Alters – auf der Grundlage von jährlichen Zählungen von 1993 bis 2001. — www.dght.de / ag / feldherpetologie / fachtagung 2001.htm, download Juni 2002.

HANSKI I. (1999): Metapopulation Ecology. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press, New York: 1-313.

HECNAR S.J. & R.T. M'CLOSKEY (1996): Regional dynamics and the status of amphibians. — Ecology **77**: 2091-2097.

HELLBERND L. & F. Berninghausen (2002): Wiederansiedlung vom Laubfrosch im Landkreis Rotenburg, Bilanz nach 17 Jahren. — www.dght.de/ag/feldherpetologie/fachtagung 2001.htm; download Juni 2002.

HERZOG N. (2002): Amphibienfauna der Klosterneuburger Au mit besonderer Berücksichtigung der Frühlaicher. Beitrag zur Beweissicherung im Rahmen des Kraftwerks Freudenau. — Diplomarbeit Universität Wien: 1-113.

HEUSSER H. (1968): Ansiedlung, Ortstreue und Populationsdynamik des Grasfrosches (*Rana temporaria*) an einem Gartenweiher. — Salamandra **6**: 80-87.

HEUSSER H. (1970): Laich–Fressen durch Kaulquappen als mögliche Ursache spezifischer Biotoppräferenzen und kurzer Laichzeiten bei europäischen Froschlurchen (Amphibia, Anura). — Oecologia **4**: 83-88.

HEUSSER H. (1971a): Differenzierendes Kaulquappen-Fressen durch Molche. — Experientia **27**: 475.

HEUSSER H. (1971b): Laich–Räubern und –Kannibalismus bei sympatrischen Anuren–Kaulquappen. — Experientia **27**: 474.

HEUSSER H. (1972): Intra- und interspezifische Crowding-Effekte bei Kaulquappen einheimischer Anuren-Arten. — Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich **117**/2: 121-128.

HEUSSER H. (2000): Kaulquappen fressen Laich und Larven europäischer Anuren. — Zeitschrift für Feldherpetologie **7**: 177-202.

HEYER W.R., DONNELLY M.A., MCDIARMID R.W., HAYEK L.-A.C. & M.S. FOSTER (1994): Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians. — Smithsonian Institution Press, Washington & London: 1-364.

HÖDL W., JEHLE G. & G. GOLLMANN (Hrsg., 1997): Populationsbiologie von Amphibien. — Stapfia **51**, Linz: 73-83.

JAHN P. & K. JAHN (1997): Vergleich quantitativer und halbquantitativer Erfassungsmethoden bei verschiedenen Amphibienarten im Laichgewässer. — In: HENLE K. & M. VEITH (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie, Mertensiella **7**: 61-70.

JEDICKE E. (2002): Monitoring von Amphibienpopulationen – Notwendigkeit, Anforderung und Methoden zur FFH - Umsetzung und im Naturschutz allgemein. — www.dght.de / ag / feldherpetologie / fachtagung 2001.htm, download im Juni 2002.

JEHLE R., HÖDL W. & A. THONKE (1995): Structure and dynamics of a central European amphibian population: a comparison between *Triturus dobrogicus* (Amphibia, Urodela) and *Pelobates fuscus* (Amphibia, Anura). — Australian Journal of Ecology **20**: 362-366.

JEHLE R. (1997): Langzeitstudien zur Dynamik von Amphibienpopulationen: Ein Überblick. — In: HÖDL W., JEHLE G. & G. GOLLMANN (Hrsg., 1997): Populationsbiologie von Amphibien. — Stapfia **51**, Linz: 73-83.

JOLY P. (1992): The amphibian fauna of the French Upper-Rhone floodplain. The Lavours marsh and the Jons sector. — Alytes **10**: 117-129.

KLAUS I., BAUMGARTNER C. & K. TOCKNER (2001): Die Wildflusslandschaft des Tagliamento (Italien, Friaul) als Lebensraum einer artenreichen Amphibiengesellschaft. — Zeitschrift für Feldherpetologie **8**: 21-30.

KLEIN M. & M. VEITH (1997): Metapopulation – ein sinnvolles Konzept für den Amphibienschutz? — Mertensiella **7**: 17-28.

KNEITZ S. (1998): Untersuchungen zur Populationsdynamik und zum Ausbreitungsverhalten von Amphibien in der Agrarlandschaft. — Verlag Laurenti, Bochum: 1-237.

KOGOJ E. (1997): Populationsdynamik von Amphibien an einem Sekundärgewässer der Wiener Donauinsel (Österreich): Ein Vergleich von zwölf Taxa und neun Untersuchungsjahren (1986-1987, 1989-1995). — In: HÖDL W., JEHLE G. & G. GOLLMANN (Hrsg., 1997): Populationsbiologie von Amphibien. — Stapfia **51**, Linz, 183-214.

KUHN J. (1997): Die Erdkröte: eine biologische Portraitskizze und die Lebensgeschichte der Weibchen. — Biologie in unserer Zeit **27**: 76-86.

KUHN J. & J. SCHMIDT-SIBETH (1998): Zur Biologie und Populationsökologie des Springfroschs (*Rana dalmatina*): Langzeitbeobachtungen aus Oberbayern. — Zeitschrift für Feldherpetologie **5**: 115-137.

KUHN J. & T. Rohrbach (1998): Beobachtungen zur Fortpflanzungsbiologie des Springfroschs (*Rana dalmatina*). — Herpetofauna **20** (112): 16-24.

KUHN J. (1987): Straßentod der Erdkröte (*Bufo bufo* L.): Verlustquoten und Verkehrsaufkommen, Verhalten auf der Straße. — Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **41**: 175-186.

KUHN J. (1992): Die Erdkröte (*Bufo bufo*) in einer Wildflußaue. — Herpetofauna **14**, 25-33.

KUHN J. (1993): Fortpflanzungsbiologie der Erdkröte *Bufo b. bufo* (L.) in einer Wildflußaue. — Z. Ökologie u. Naturschutz **2** (1993): 1 – 10.

KUHN J. (1994): Lebensgeschichte und Demographie von Erdkrötenweibchen *Bufo bufo bufo* (L.). — Zeitschrift für Feldherpetologie **1**: 3-87.

KUHN J. (1998): Life-history-Analysen, Verhaltens- und Populationsökologie im Naturschutz: die Notwendigkeit von Langzeitstudien. — Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. **58**: 93-113.

KUHN J. (2001): Amphibien in der Wildflusslandschaft der oberen Isar (Bayern): Auswirkungen der „Teilrückleitung“ seit 1990 und des Spitzenhochwassers 1999. — Zeitschrift für Feldherpetologie **8**: 42-56.

KUHN J., GNOTH-AUSTEN F., GRUBER H.-J., KRACH J.E., REICHHOLF J.H. & B. SCHÄFFLER (1997): Verbreitung, Lebensräume und Bestandssituation des Springfroschs (*Rana dalmatina*) in Bayern. — Rana **2**: 127-142.

KUHN J., LAUFER H. & M. PINTAR (2001, Hrsg.): Amphibien in Auen. — Zeitschrift für Feldherpetologie **8**: 1-264.

KUZMIN S.L. (1994): The problem of declining amphibian populations in the Commonwealth of Independent States and adjacent territories. — Alytes **12**: 123-134.

KWET A. (1996): Zu den natürlichen Feinden des Laichs von Froschlurchen. — Salamandra **32**: 31-44.

KYEK M., WINDING N. & M. PALZENBERGER (1997): Habitatpräferenzen der Erdkröte (*Bufo bufo*) – eine telemetrische Untersuchung. — Mertensiella **7**: 185-202.

LAAN R. & B. VERBOOM (1990): Effects of Pool Size and Isolation on Amphibian Communities. — Biological Conservation **54**: 251-262.

LAUFER H. (2001): Amphibien in den Poldern Altenheim (Oberrhein, Baden-Württemberg): Bestandsentwicklung und Auswirkungen von Hochwässern. — Zeitschrift für Feldherpetologie **8**: 203-214.

LAURILA A. & J. KUJASALO (1999): Habitat duration, predation risk and phenotypic plasticity in common frog (*Rana temporaria*) tadpoles. — Journal of Animal Ecology **68**: 1123-1132.

LINDER A. & W. BERCHTOLD (1979): Elementare statistische Methoden. — Birkhäuser Verlag, Basel und Stuttgart.

LINNENBACH M. & H. GEBHARDT (1987): Untersuchungen zu den Auswirkungen der Gewässerversauerung auf die Ei- und Larvalstadien von *Rana temporaria* LINNAEUS, 1758. — Salamandra **23**: 153-158.

LIPPUNER M. & H. HEUSSER (2001): Geschichte der Flusslandschaft und der Amphibien im Alpenrheintal. — Zeitschrift für Feldherpetologie **8**: 81-96.

MCCOY E.D. (1994): "Amphibian decline": A scientific dilemma in more ways than one. — Herpetologica **50**: 98-103.

MEYER A.H., SCHMIDT B.R. & K. GROSSENBACHER (1998): Analysis of three amphibian populations with quarter-century long time-series. — Proc. R. Soc. Lond. B **265**: 523-528.

MIAUD C. (1994): Role of wrapping behavior on egg survival in three species of *Triturus* (Amphibia: Urodela). — Copeia **2**: 535-537.

MIESLER M. & B. GOLLMANN (2000): Populationsstruktur, Wachstum und Fortpflanzung der Gelbbauchunke, *Bombina variegata* (LINNAEUS, 1758): Ergebnisse aus einer Ein-Jahres-Studie im Lainzer Tiergarten (Wien, Österreich). — Herpetozoa **13**: 45-54.

NADEAU S., DECARIE R., LAMBERT D. & M. ST-GEORGES (1995): Nonlinear Modeling of Muskrat Use of Habitat. — J.Wildl. Manage. **59**: 110-117.

NEHRING H. (1985): Methode und vorläufige Ergebnisse einer Populationsuntersuchung an Wechselkröten (*Bufo viridis*). — Rana **3**: 58-61.

NÖLLERT A. & C. NÖLLERT (1992): Die Amphibien Europas. Bestimmung - Gefährdung - Schutz. — Stuttgart: 1-382.

PAVIGNANO I. (1988): A multivariate analysis of habitat determinants for *Triturus vulgaris* and *Triturus carnifex* in north western Italy. — Alytes **7**: 105-112.

PAVIGNANO I. (1989): Studies on the biology of the tree-frog *Hyla arborea* during the breeding season in North Western Italy (Amphibia, Anura, Hylidae). — Alytes **8**: 17-21.

PECHMANN J.H.K. & SCOTT D.E., SEMLITSCH R.D., CALDWELL J.P., VITT L.J. & J.W. GIBBONS (1991): Declining Amphibian Populations: The problem of Separating Human Impacts from Natural Fluctuations. — Science **253**: 892-895.

PECHMANN J.H.K. & H.M. WILBUR (1994): Decline, Populationsschwankungen; Putting declining amphibian populations in perspective: natural fluctuations and human impacts. — Herpetologica **50**: 65-84.

PINTAR M. (1984): Die Ökologie von Anuren in Waldlebensräumen der Donau - Auen oberhalb Wiens (Stockerau, Niederösterreich). — Bonner Zoologische Beiträge **35**: 185-212.

PINTAR M. (1986): Die Wasserralle (*Rallus aquaticus*) als Prädator von 72 Anuren? — Ökologie der Vögel **8**: 237-242.

PINTAR M. & A. WARINGER-LÖSCHENKOHL (1989): Faunistisch-ökologische Erhebung der Amphibienfauna in Augebieten der Wachau. — Verh.Zool.-Bot. Ges. Österreich **126**: 77-96.

PINTAR M. & R. SPOLWIND (1998): Mögliche Koexistenz von Fisch- und Amphibienzönosen in Gewässern der Donauauen westlich Wiens. — Salamandra **34**: 137-156.

PINTAR M. & U. STRAKA (1990): Beitrag zur Kenntnis der Amphibienfauna der Donau-Auen im Tullner Feld und Wiener Becken. — Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **127**: 123-146.

PINTAR M. (1984): Die Ökologie von Anuren in Waldlebensräumen der Donau-Auen oberhalb Wiens (Stockerau, Niederösterreich). — Bonn.zool.Beitr. **35**: 185-212.

PINTAR M., BAUMGARTNER C. & A. WARINGER-LÖSCHENKOHL (1997): Verbreitung des Springfrosches in Augebieten der niederösterreichischen Donau. — Rana **2**: 153-158.

PLYTYCZ B. & J. BIGAJ (1993): Studies on the growth and longevity of yellow-bellied toads *Bombina variegata* in natural environments. — Amphibia-Reptilia **14**: 35-44.

POUNDS J.A. & M.L. CRUMP (1994): Amphibian Declines and Climate Disturbance: The Case of the Golden Toad and the Harlequin Frog. — Conservation Biology **8**: 72 - 85.

POUNDS J.A., FOGDEN M.P.L., SAVAGE J.M. & G.C. GORMAN (1997): Tests of Null Models for Amphibian Declines on a Tropical Mountain. — Conservation Biology **11**: 1307-1322.

REH W. & A. SEITZ (1990): The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. — Biol. Conserv. **54**: 239-249.

RESETARITS W.J. (1997): Differences in an ensemble of streamside salamanders (Plethodontidae) above and below a barrier to brook trout. — Amphibia-Reptilia **18**: 15-25.

RIIS N. (1991): A field study of survival, growth, biomass and temperature dependence of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* larvae. — Amphibia-Reptilia **12**: 229-243.

SCHABETSBERGER R. & A. GOLDSCHMID (1994): Age structure and survival rates in Alpine newts (*Triturus alpestris*) at high altitude. — Alytes **12**: 41-47.

SCHLUDERMAN C., SCHUSTER A. & R. SPOLWIND (1998): Istbestandsaufnahme semiaquatische Fauna. — Unveröff. Studie im Rahmen des Gewässerbetreuungskonzepts Traisen, Wien: 1-155.

SCHLUPP I. & R. PODLOUCKY (1994): Changes in breeding site fidelity: a combined study of conservation and behaviour in the Common Toad *Bufo bufo*. — Biological Conservation **69**: 285-291.

SCHNEEWEIS N. & U. SCHNEEWEIS (1997): Amphibienverluste infolge mineralischer Düngung auf Agrarflächen. — Salamandra **33**: 1-8.

SCHUSTER A. & H. WIESBAUER (1990): Untersuchung der Amphibienfauna. — In: JUNGWIRTH M. & H. WIESBAUER (1990): Raum- und Umweltverträglichkeitsprüfung der Kraftwerksprojekte Obere Drau I, Teilgutachten 4, Studie im Auftrag der Kärntner Landesregierung: 230-249.

SCHUSTER A. (1990): Die Brutvogelfauna der Traunauen bei Wels und ihre Veränderung im Lauf von 80 Jahren. — Jb.Oö.Mus.-Ver. **135**: 263-304.

SCHUSTER A. (1992): Die Amphibien der Unteren Traun: Verbreitung-Lebensraumansprüche-Bestand-Gefährdung. — Die Traun: Fluß ohne Wiederkehr, Bd.2, Kataloge des OÖ Landesmuseums, Neue Folge Nr.**54**: 79-92.

SCHUSTER A. (1994): Grundlagen des Amphibienschutzes im oö. Alpenvorland. Unveröff. Studie im Auftrag des Landes Oberösterreich, Linz: 1-155.

SCHUSTER A. (2001a): Bestandsschwankungen einer Population des Springfroschs (*Rana dalmatina*) in einer Aulandschaft des Alpenvorlands (Traun, Österreich): Diskussion möglicher Ursachen. — Zeitschrift für Feldherpetologie **8**: 111-118.

SCHUSTER A. (2001b): Die Amphibienfauna einer Aulandschaft im Alpenvorland (Traun, Österreich): Arten, Populationsgrößen und Bestandsentwicklung. — Zeitschrift für Feldherpetologie **8**: 105-110.

SCHUSTER A. (2001c): Die Brutvogel- und Heuschreckenfauna der Welser Heide im Vergleich mit dem Steinfeld. — Stapfia **77**: 61-72.

SEIDEL B. (1993): Bericht aus einer seit 1984 laufenden Studie über eine Gelbbauchunkenpopulation *Bombina variegata*: Ein Diskussionsansatz für feldherpetologische Studien. — Salamandra **29**, 6-15.

SEMB-JOHANSSON A. (1992): Declining populations of the common toad (*Bufo bufo* L.) on two islands in Oslofjord, Norway. — Amphibia-Reptilia **13**: 409-412.

SHERMAN C.K. & M.L. MORTON (1993): Population Declines of Yosemite Toads in the Eastern Sierra Nevada of California. — Journal of Herpetology **27**: 186-198.

SINSCH U. (1984): Thermal influences on the habitat preference and the diurnal activity in three European Rana species. — Oecologia **64**: 125-131.

SINSCH U. (1997): Postmetamorphic dispersal and recruitment of first breeders in a *Bufo calamita* – metapopulation. — Oecologia **112**: 42-47.

SINSCH U. (2002): Zur Langzeitdynamik, Ökologie und Populationsgenetik syntoper Wechselkrötenpopulationen. — www.dght.de / ag / feldherpetologie / fachtagung 2001.htm, download im Juni 2002.

SKELLY D.K., WERNER E.E. & S.A. CORTWRIGHT (1999): Long-term distributional dynamics of a Michigan amphibian assemblage. — Ecology **80**: 2326-2337.

SPOLWIND R. & M. PINTAR (1997a): Fish and amphibian communities in backwaters of the River Danube near Vienna. — Miscellanea Zoologica Hungarica **11**: 69-75.

SPOLWIND R. & M. PINTAR (1997b): Untersuchung der Fisch- und Amphibienzönosen in Augewässern der Donauauen oberhalb Wiens unter besonderer Berücksichtigung des Springfrosches (*Rana dalmatina*). — Rana **2**: 163-168.

SPOLWIND R. & M. PINTAR (2001): Auengewässertypisierung an der österreichischen Donau: Amphibien und Fische als Kennorganismen. — Zeitschrift für Feldherpetologie **8**: 169-178.

STEVENS L.M. (1987): Hydrochemische Untersuchungen an einigen Laichplätzen der Echten Wassermolche (Gattung *Triturus* Rafinesque 1815) im Kreis Viersen. — Salamandra **23**: 166-172.

STICHT S. (1997): Von Lurchen und Menschen: Eine Geschichte über die rätselhaften Rückgänge von Amphibienpopulationen. — In: HÖDL, W., JEHLE, G. & G. GOLLMANN (Hrsg., 1997): Populationsbiologie von Amphibien. — Stapfia **51**, Linz: 251-270.

STOEFER M. (2002): Populationsdynamik und Raumnutzung von Kammmolchpopulationen benachbarter Laichgewässer. — www.dght.de / ag / feldherpetologie / fachtagung 2001.htm, download im Juni 2002.

SY T. (2002): Vielfalt der Strategien und Habitate. Langzeitstudien zur Raumnutzung und Struktur einer Gelbbauchunkenpopulation im nordwestlichen Thüringen. — www.dght.de / ag / feldherpetologie / fachtagung 2001.htm, download Juni 2002.

TESTER U. (2001): Zusammenhänge zwischen den Lebensraumansprüchen des Laubfroschs (*Hyla a. arborea*) und dynamische Auen. — Zeitschrift für Feldherpetologie **8**: 15-20.

THIESMEIER B. (1994): Aspects of Larval Ecology of Fire Salamanders (*Salamandra salamandra*) in Middle Europe. — Mertensiella **4**: 335-345.

TRAUTWEIN (2000): Mathematik – Formeln, Regeln, Merksätze. — Compact Verlag, München: 1-447.

TUNNER G.H. & L. KARPATI (1997): The Water Frogs (*Rana esculenta* complex) of the Neusiedlersee region (Austria, Hungary). — Herpetozoa **10**: 139-148.

UTSCHICK H. (2001): Auswirkungen der Staustufe Perach auf die Amphibienbestände der Aue (Unterer Inn, Bayern). — Zeitschrift für Feldherpetologie **8**: 119-129.

VAN GELDER J.J. (1973): A Quantitative Approach to the Mortality Resulting from Traffic in a Population of *Bufo bufo* L. — Oecologia **13**: 93-95.

VIERTEL B. (1980): Überlebensraten und Mortalität bei Erdkrötenlarven (*Bufo bufo* L.) im Freiland. — Salamandra **16**: 19-37.

VOß W. (2000): Praktische Statistik mit SPSS. — Carl Hanser Verlag, München Wien, 2. Auflage: 1-358.

WAGNER E. (2002): Amphibienfauna der Klosterneuburger Au mit besonderer Berücksichtigung der Molche und Sommerlaicher. Beitrag zur Beweissicherung im Rahmen des Kraftwerks Freudenau. — Diplomarbeit Universität Wien: 1-182.

WAKE D.B. (1991): Declining amphibian populations. — Science **253**: 860.

WARINGER-LÖSCHENKOHL A. (1988): An experimental study of microhabitat selection and microhabitat shifts in European tadpoles. — Amphibia–Reptilia **9**: 219-236.

WARINGER-LÖSCHENKOHL A. (1988a): Sukzession und Wachstum von Amphibienlarven in vier Kleingewässern in Wien und Niederösterreich. — Salamandra **24**: 287-301.

WARINGER-LÖSCHENKOHL A. (1992): Breeding ecology of *Rana dalmatina* in Lower Austria: a 7-year study. — Alytes **9**: 121-134.

WEIßMAIR W. (1998): Die Amphibienfauna der Donau-Traun-Krems Auen im Stadtgebiet von Linz (Oberösterreich). Empfehlungen für Schutzmaßnahmen. — Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz **44**: 149-189.

WENZEL S., JAGLA W. & K. HENLE (1995): Abundanzdynamik und Laichplatztreue von *Triturus cristatus* und *Triturus vulgaris* in zwei Kleingewässern einer Auskiesung bei St. Augustin (Nordrhein-Westfalen). — Salamandra **31**: 209-230.

WILBUR H.M. & R.A. ALFORD (1985): Priority effects in experimental pond communities: Responses of *Hyla* to *Bufo* and *Rana*. — Ecology **66**: 1106-1114.

WINKLER C. & C. BRAUN: Zur Ökologie von Molchen in wassergefüllten Wagenspuren einer Mischwaldfläche im Südniedersächsischen Bergland. — Salamandra **26**: 298-307.

ZAHN A. & A. LANG (2002): Faunistische Untersuchungen zu den Auswirkungen der Rinderbeweidung auf eine Feuchtbrache und eine Kiesgrube im Landkreis Mühldorf. — Website des Bund Naturschutz in Bayern e.V., download Juni 2002.

ZAHN A. (1997): Hinweise zur Prädation von Froschlurchlarven durch Molche. — Salamandra **33**: 89-91.

ZUG G.R. (1978): Anuran Locomotion - Structure and function, 2: Jumping Performance of Semiaquatic, Terrestrial and Arboreal Frogs. — Smithsonian Contributions to Zoology **276**: 1-31.